



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Retentieschatting van N en P in het oppervlaktewater op verschillende schaalniveaus

L.P.A. van Gerven
A.A.M.F.R. Smit
P. Groenendijk
F.J.E. van der Bolt
J.J.M. de Klein



Alterra-rapport 1848, ISSN 1566-7197

Retentieschatting van N en P in het oppervlaktewater op verschillende schaalniveaus

In opdracht van Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van BO-05
“Mineralen en Milieu”, thema 4 “Kader Richtlijn Water”

(BO-05-004-07)

Retentieschatting van N en P in het oppervlaktewater op verschillende schaalniveaus

**L.P.A. van Gerven
A.A.M.F.R. Smit
P. Groenendijk
F.J.E. van der Bolt
J.J.M. de Klein**

Alterra-rapport 1848

Alterra, Wageningen, 2009

REFERAAT

Van Gerven, L.P.A., A.A.M.F.R. Smit, P. Groenendijk, F.J.E. van der Bolt, J.J.M. de Klein, 2009.. *Retentieschatting van N en P in het oppervlaktewater op verschillende schaalniveaus*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1848. 78 blz.; 28 fig.; 16 tab.; 71 ref.

Voor de evaluatie van maatregelen die worden genomen om de ambities van de Kaderrichtlijn Water te realiseren, is een goed begrip van de retentie van stikstof en fosfor in het oppervlaktewater cruciaal. In dit rapport wordt een 'State of the art' beeld gegeven van de manier waarop deze retentie wordt geschat op verschillende schalen. Er worden een aantal recente waterkwaliteitstudies geanalyseerd die opereren op de schaal van kleine stroomgebieden tot zeer grote schaal. Er is gekeken hoe de retentie wordt berekend in de verschillende studies en wat de voordelen en beperkingen van de retentiemethodes zijn. Op deze manier worden knelpunten in het huidige retentieonderzoek zichtbaar wat een handvat biedt voor verbeteringen. Verbeterde inzichten leiden tot een betere inschatting van de waterkwaliteit en een betere voorspelling van het effect van waterkwaliteitsmaatregelen en de klimaatsverandering op de waterkwaliteit.

Trefwoorden: Oppervlaktewaterkwaliteit, retentie, stikstof, fosfor, schaal, processen, modelstudies

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2009 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 480700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7	
Samenvatting	9	
1 Inleiding	11	
2 Definitie, bepaling en schaaleigenschappen van retentie	13	
2.1 Definitie retentie	13	
2.2 Retentie in de ruimte en tijd	14	
2.3 Kwantificeren van retentie	21	
3 Overzicht van retentiestudies	25	
3.1 EuroHarp	25	
3.2 Nutriëntenvrachten vanuit Nederland naar de Noordzee	31	
3.3 Ex-ante evaluatie landbouw en KRW	33	
3.4 Waterplanner	36	
3.5 KRW-Verkenner	36	
3.6 Monitoring Stroomgebieden	39	
3.7 Waterkwaliteitsmodellen in andere studies	41	
3.7.1 SOBEK-WAQ / Delft3D-WAQ	42	
3.7.2 PCDitch	42	
3.7.3 AquaVenus	43	
3.7.4 EUTROF	43	
3.8 Evaluatie procesmodellen	44	
3.9 Experimenteel onderzoek op lokale schaal	45	
3.9.1 Denitrificatieonderzoek	45	
3.9.2 Onderzoek naar fosforretentie	48	
3.9.3 Retentieverhogende maatregelen	49	
4 Evaluatie van retentieonderzoek	51	
4.1 Retentiemethodes	51	
4.2 Toepassingsschaal in de ruimte en tijd	52	
4.2.1 Schaalbereik	53	
4.2.2 Balansconservatisme	56	
4.2.3 Resumé	59	
4.3 Schaalregels	61	
5 Conclusies en aanbevelingen	63	
Literatuur	67	
Bijlage A	Gemeten denitrificatiesnelheden in beken en rivieren	75
Bijlage B	Metten van retentieprocessen met ¹⁵ N fractionering	77

Woord vooraf

De retentie van nutriënten in het oppervlaktewater is een belangrijk onderwerp voor de evaluatie van brongerichte en effectgerichte maatregelen die als doel hebben de ambities van de Kaderrichtlijn Water te realiseren. In de afgelopen jaren zijn verschillende methoden toegepast voor de retentieschatting in de Alterrastudies 'Ex-ante EMW 2007' en 'Ex-ante landbouw en KRW' en in de MNP studie 'Kwaliteit voor later. Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water'. De visie op het gebruik van een eenduidige schattingsmethode is kennelijk nog niet uitgekristalliseerd en nieuw onderzoek is nodig om de lotgevallen van nutriënten in het kleine oppervlaktewater op een adequate manier in effectiviteitschattingen te verdisconteren.

Voor de komende jaren wordt een intensievere samenwerking van Alterra, Deltares, PBL, RWS-Waterdienst en regionale waterbeheerders voorzien op het gebied van waterkwaliteit in het landelijk gebied op de nationale en de regionale schaal. Het thema 'retentieschatting' staat in deze samenwerking op de agenda. Een overzicht van de schattingsmethoden voor retentie vormt een nuttige bijdrage in de verdere gedachtevorming over de mogelijke modelaanpak van dit thema.

In het werkplan voor 2008 van het project 'BO-05-004-07 STONE' was het onderwerp 'Toetsing N en P in oppervlaktewater' benoemd als een van de thema's om aandacht aan te geven bij de verdere voorbereiding van het landelijke STONE-instrumentarium voor toekomstig gebruik in evaluaties van het mestbeleid. Binnen het project 'Ex-ante landbouw en KRW' is een methode voor de vergelijking van modeluitkomsten en meetgegevens uitgewerkt. Binnen het STONE-project is via deze studie gewerkt aan een overzicht en analyse van methoden voor retentieschattingen om deze in de toekomst te kunnen verbeteren.

Het belangrijkste deel van dit rapport is samengesteld door Luuk van Gerven. Hij is daarin begeleid door Robert Smit, Piet Groenendijk, Frank van der Bolt en Jeroen de Klein. Een woord van dank gaat uit naar Paul Boers (RWS-Waterdienst) voor het becommentariëren van dit rapport. Voor informatie kunt U zich wenden tot de hoofdauteur: luuk.vangerven@wur.nl.

Wageningen, februari 2009.

Piet Groenendijk

Projectleider BO-05-004-07

Samenvatting

In het algemeen is de hoeveelheid nutriënten die een stroomgebied verlaat kleiner dan de hoeveelheid nutriënten die aan een stroomgebied wordt toegevoegd. Het verschil tussen de inkomende en uitgaande vrachten wordt ook wel retentie genoemd. Retentie wordt veroorzaakt door allerlei fysische en biochemische processen in het watersysteem die nutriënten omzetten, verwijderen of opslaan.

De factoren die de retentieprocessen sturen variëren vaak sterk in plaats en tijd. Belangrijke sturende factoren zijn de nutriëntenbelasting, de hydraulische verblijftijd, het openwateroppervlak, de aanwezigheid van waterplanten, de watertemperatuur en het vastleggend vermogen van het sediment. De grote hydraulische verblijftijden in de kleine waterlopen in vlakke- en deltagebieden, in combinatie met de vaak vele aanwezige waterplanten, zorgen ervoor dat het grootste deel van de totale retentie in een stroomgebied plaatsvindt op dit schaalniveau. Dit gaat zeker op voor Nederland dat wordt gekenmerkt door zeer dichte netwerken van kleine wateren. Het op een goede manier schatten en voorspellen van de retentie op hoger schaalniveau vereist dus goede kennis over de retentie in de kleine waterlopen.

Het vermogen van een watersysteem om nutriënten te verwijderen of vast te leggen is moeilijk meetbaar als gevolg van sterke variaties van de retentieprocessen en de nutriëntenbelasting in plaats en tijd. Dit bemoeilijkt respectievelijk het direct meten van verwijder- en opslagprocessen in het oppervlaktewater en het bepalen van de retentie als afgeleide van gemeten inkomende en uitgaande nutriëntvrachten.

Er zijn verschillende methodes waarmee de retentie kan worden geschat. De vier belangrijkste typen zijn: i) Afleiden van retentie uit de opgestelde massabalans, ii) Bepalen van retentie met empirische relaties, iii) Inschatten van de snelheden van retentieprocessen en iv) Het mechanistisch modelleren van de retentieprocessen.

Dit rapport geeft een ‘State of the art’ beeld van de manier waarop retentie op verschillende schalen wordt geschat. In Europese stroomgebieden zijn de retentiemethodes uit het EuroHarp project veelgebruikt (Hejzlar et al., 2009). Naast EuroHarp zijn in dit rapport een aantal recente Nederlandse waterkwaliteitsstudies besproken die opereren op de schaal van kleine stroomgebieden tot landelijke schaal. Er is gekeken hoe de retentie wordt berekend in de verschillende studies en wat de voordelen en beperkingen van de retentiemethodes zijn. Speciale aandacht wordt gegeven aan de vraag of een schattingsmethode op meerdere ruimtelijke en temporele schalen kan worden toegepast. Als dit niet zo is legt het beperkingen op aan het gebruik van de methode. De gebruikte retentiemethodes worden in dit rapport niet kwantitatief vergeleken.

Het signaleren van deze knelpunten in het huidige retentieonderzoek biedt een handvat voor verbeteringen. Verbeterde inzichten leiden tot een betere inschatting van de waterkwaliteit en een betere voorspelling van het effect van waterkwaliteitsmaatregelen en klimaatsverandering op de waterkwaliteit. Dit zijn belangrijke onderdelen m.b.t. de Kaderrichtlijn Water.

De belangrijkste bevindingen zijn:

- Retentie vertoont een seizoensfluctuatie, die sterker lijkt te zijn voor stikstof dan voor fosfor. Veel retentiemethoden houden geen rekening met retentievataties door het jaar heen wat ze minder geschikt maakt voor toepassingen in het KRW-onderzoek waar de zomerhalfjaarwaarden maatgevend zijn of voor toepassingen op andere tijdsperiodes kleiner dan een jaar.
- Een retentiemethode kan op meerdere schalen (in tijd en ruimte) worden toegepast voor zover:
 - de toepassing binnen het schaalbereik ligt waarvoor de methode is afgeleid. Het schaalbereik is o.a. afhankelijk van het gebiedstype (bijv. vrij afwaterend zandgebied of polder) en de eenheden waarop de retentie in de methode wordt berekend (bijv. watertype).
 - de toepassing niet leidt tot inconsistentie in de totale nutriëntenbalans (zie volgende punt)
- De meeste retentiemethodes zijn niet balansconservatief. Een methode is balansconservatief als een andere ruimtelijke of tijdsindeling niet leidt tot een andere totale retentie/nutriëntenbalans. Hier wordt aan voldaan wanneer:
 - de sturende factoren op de retentie niet veranderen in de ruimte en tijd en er geen sprake is van afwenteling tussen de deelsystemen (eenvoudige methodes)
 - of
 - de retentie op de redelijkerwijs kleinste ruimtelijke en temporele eenheden wordt berekend en de resultaten consistent opgeschaald worden in ruimte en tijd (complexe methodes met afwenteling; procesmodellen)
- Alleen de meest simpele en de meest complexe methodes zijn balansconservatief. De meest simpele methodes zijn door hun beperkte schaalbereik niet op alle schalen toepasbaar. Het schaalbereik van de procesmodellen is in het algemeen groter en afhankelijk van de procesformulering.
- Empirische relaties met sturende factoren die variëren in de tijd en ruimte zijn niet balansconservatief, waardoor ze alleen toepasbaar zijn op de schaal (inclusief gebiedstype) waarvoor ze zijn afgeleid. Als dit niet gebeurt zijn de berekende retenties in de betreffende studie minder betrouwbaar. Daarbij leidt het ontbreken van belangrijke sturende factoren in de formulering tot een beperkte betrouwbaarheid en voorspellende waarde van de methode.

Concluderend zijn procesmodellen het meest perspectiefrijk om de retentie te berekenen. Ze hebben vaak een groot schaalbereik, zijn balansconservatief en zijn geschikt om voorspellingen te doen onder veranderde omstandigheden, mits de procesformulering de werkelijkheid voldoende goed beschrijft. Andere methoden zoals empirische relaties hebben deze eigenschappen vaak niet. Ze zijn daarentegen wel data-extensiever en sneller toepasbaar dan procesmodellen.

1 Inleiding

Eutrofiëring van het oppervlaktewater is al jarenlang een belangrijk onderwerp. Het toevoegen van grote hoeveelheden nutriënten aan het watersysteem, meestal door menselijk toedoen, leidt tot schade aan het ecosysteem. De biodiversiteit neemt af, de zuurstoftoestand komt in gevaar met mogelijke vissterfte tot gevolg, het water wordt troebeler en het kan leiden tot excessieve algenbloei. Om eutrofiëring een halt toe te roepen of te voorkomen kwam de Europese Unie in 2000 met de eis dat de wateren in de EU lidstaten in 2015 een goed ecologisch niveau moeten hebben, samengevat in de Europese Kader Richtlijn Water (Directive 2000/60/EC). Om aan de hiervan afgeleide waterkwaliteitsnormen te voldoen kan worden gekeken naar manieren om de nutriëntenbelasting te verminderen. Ten tweede kan worden gekeken of de zuiverende werking van het watersysteem mogelijk kan worden verbeterd. In het algemeen is de hoeveelheid nutriënten die een stroomgebied verlaat kleiner dan de hoeveelheid nutriënten die aan een stroomgebied worden toegevoegd. Het verschil tussen de inkomende en uitgaande vrachten wordt ook wel retentie genoemd en is een maat voor het zuiverend vermogen van het watersysteem. Dit komt door allerlei fysische en biochemische processen die nutriënten omzetten, verwijderen of opslaan.

Om de waterkwaliteit goed te kunnen bepalen en het effect van KRW-maatregelen of de klimaatsverandering te voorspellen is een goede kennis van het watersysteem en haar zuiverende werking noodzakelijk. Het vermogen van een watersysteem om nutriënten te verwijderen of vast te leggen is moeilijk meetbaar. Zowel het direct meten van verwijder- en opslagprocessen in het oppervlaktewater als het bepalen van de retentie als afgeleide van gemeten inkomende en uitgaande nutriëntvrachten is moeilijk gezien de grote variatie in plaats en tijd van de verwijder- & opslagprocessen en de nutriëntenbelasting.

Dit rapport geeft een ‘State of the art’ beeld van de manier waarop retentie op verschillende schalen wordt geschat. Internationaal gezien zijn de retentiemethodes uit het EuroHarp project veelgebruikt (Hejzlar et al., 2009). Naast EuroHarp zijn in dit rapport een aantal recente Nederlandse waterkwaliteitstudies besproken die opereren op de schaal van kleine stroomgebieden tot landelijke schaal. Er is gekeken hoe de retentie wordt berekend in de verschillende studies en wat de voordelen en beperkingen van de retentiemethodes zijn. Speciale aandacht wordt gegeven aan de vraag of een schattingsmethode op meerdere ruimtelijke en temporele schalen kan worden toegepast. Als dit niet zo is legt het beperkingen op aan het gebruik van de methode.

Aan de hand van de inventarisatie en de analyse worden knelpunten in het huidige retentieonderzoek zichtbaar wat een handvat biedt voor verbeteringen. De gebruikte retentiemethodes worden in dit rapport niet kwantitatief vergeleken.

We richten ons op de retentie van fosfor en stikstof omdat deze stoffen het meest bepalend zijn voor de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater. Voor Hoog

Nederland (beken) gaat dit niet altijd op. Hier is de morfologie en het biologische zuurstofverbruik vooral bepalend voor de ecologische kwaliteit (Visser et al., 2008).

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt uitgelegd wat retentie is en welke methoden er zijn om de retentie te bepalen. Retentievariaties in tijd en ruimte komen aan bod om zo een denkkader te vormen dat helpt bij het interpreteren van de recente waterkwaliteitsstudies die in hoofdstuk 3 worden besproken. De studies worden besproken van grove naar fijne ruimtelijke schaal. Tevens worden een aantal recente ontwikkelingen in het meten van retentie besproken. In hoofdstuk 4 worden de gebruikte retentiemethodes op een aantal aspecten beoordeeld, zoals de sturende factoren en de mogelijkheden om de methodes toe te passen op andere schalen (in ruimte en tijd). In hoofdstuk 5 worden de conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan voor nader onderzoek.

2 Definitie, bepaling en schaaleigenschappen van retentie

2.1 Definitie retentie

Een oppervlaktewatersysteem kan op verschillende manieren worden belast met nutriënten, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen diffuse bronnen (uitspoeling vanuit het landsysteem, atmosferische depositie, etc.) en puntbronnen (bijvoorbeeld RWZI's). De som van emissies binnen een stroomgebied kan behoorlijk afwijken van de vrachten die het stroomgebied verlaten bij het uitstroompunt. Reden hiervoor zijn fysische en biochemische processen in het oppervlaktewater waardoor nutriënten kunnen worden omgezet, verwijderd, toegevoegd of tijdelijk opgeslagen. Het verschil tussen de inkomende vrachten en de uitgaande vrachten wordt in het algemeen aangeduid als retentie. Retentie kan het gevolg zijn van tijdelijke opslag van nutriënten in waterplanten en het sediment of van definitieve verwijdering, zoals door denitrificatie, irreversibele sedimentatie en baggeren.

Er is geen eenduidige definitie voor retentie (Kronvang et al., 2004). Sommige auteurs doelen met retentie puur op de definitieve verwijdering van nutriënten. Tevens kan retentie gedefinieerd zijn voor verschillende tijdframes en ruimtelijke niveaus (geheel stroomgebied, meer, sloot, greppel, etc.). In dit rapport werken we met de volgende definitie van retentie:

Het absolute of relatieve verschil tussen inkomende en uitgaande vrachten binnen bepaalde ruimtelijke grenzen voor een bepaalde tijdsperiode

Uitgedrukt in formulevorm levert dit vervolgens op:

$$R_{a,i,\Delta t} = L_{in,i,\Delta t} - L_{out,i,\Delta t} \quad (2-1)$$

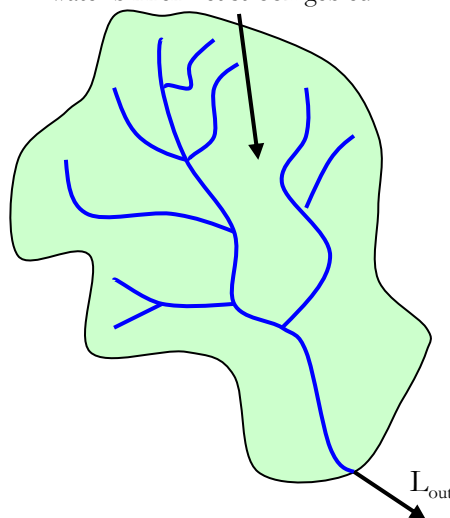
of

$$R_{f,i,\Delta t} = 1 - \frac{L_{out,i,\Delta t}}{L_{in,i,\Delta t}} \quad (2-2)$$

Waarin:

term	omschrijving	dimensie
$R_{a,i,\Delta t}$	Absolute retentie voor gebied i per tijdseenheid	massa
$R_{f,i,\Delta t}$	Retentiefraction voor gebied i per tijdseenheid	(-)
L_{in}	Inkomende vrachten	massa
L_{out}	Uitgaande vrachten	massa

L_{in} = totale vracht van diffuse bronnen + puntbronnen op het oppervlaktewater binnen het stroomgebied



Figuur 2-1: Inkomende en uitgaande vrachten voor een stroomgebied

In de meeste situaties is de inkomende vracht groter dan de uitgaande vracht wat resulteert in een positieve retentie. In sommige gevallen kan de retentie echter negatieve waarden aannemen wat betekent dat er netto nutriënten worden ‘gecreëerd’ in het oppervlaktewatersysteem. Dit kan bijvoorbeeld voorkomen in perioden met grote afvoeren waardoor gesedimenteerde nutriënten via opwerveling weer in oplossing komen of gedurende het najaar wanneer plantsterfte de overhand heeft.

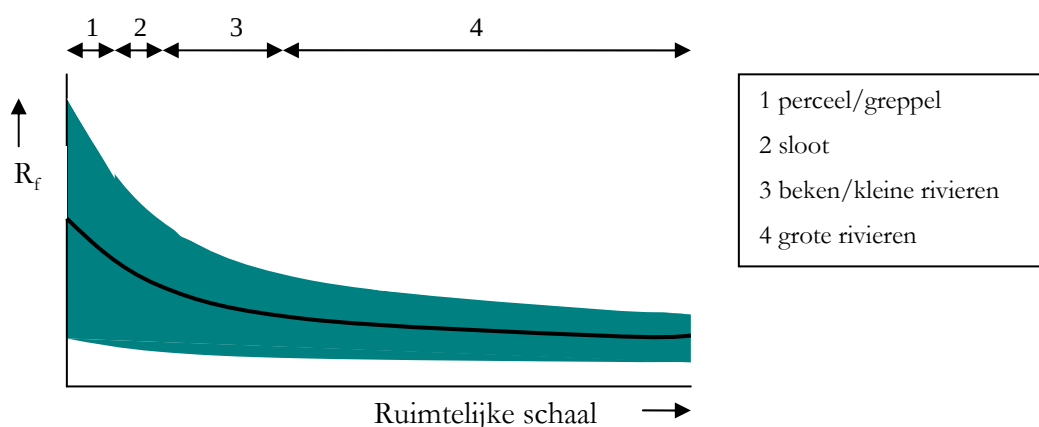
2.2 Retentie in de ruimte en tijd

De opslag en verwijdering van nutriënten varieert in ruimte en tijd als gevolg van veranderende biotische of abiotische (bijv. hydrologische) omstandigheden. In deze sectie wordt dieper ingegaan op de tijd- en ruimteafhankelijkheid van de retentie om zo een denkkader te vormen dat helpt bij het interpreteren van de retentiestudies die in hoofdstuk 3 worden besproken. Tevens gaan we in op het effect van retentieverhogende maatregelen in relatie tot de ruimtelijke schaal waarop ze worden toegepast.

Ruimtelijke schaal

Figuur 2-2 illustreert kwalitatief hoe de retentiefractie verandert met de ruimtelijke schaal. Dit verloop is in overeenstemming met bevindingen uit verschillende studies op verschillende schaalniveaus (o.a. De Klein, 2008a). De kleine waterlopen hebben in het algemeen een groot zuiverend vermogen wat zich uit in een grote retentiefractie.

De twee hoofdoorzaken hiervoor zijn de grote hydraulische verblijftijden in combinatie met het grote totale openwateroppervlak van de kleine waterlopen in vlakke gebieden. Door de grote verblijftijden heeft het watersysteem veel tijd om het water te zuiveren. Zeker in zeer dichte netwerken van sloten en greppels, zoals we die in Nederland kennen, kan de verwijdering van N en P erg groot zijn. Volgens De Klein (2008a) kan de retentie oplopen tot 60 à 70% van de inkomende N vrachten en tot 50% voor de inkomende P vrachten.



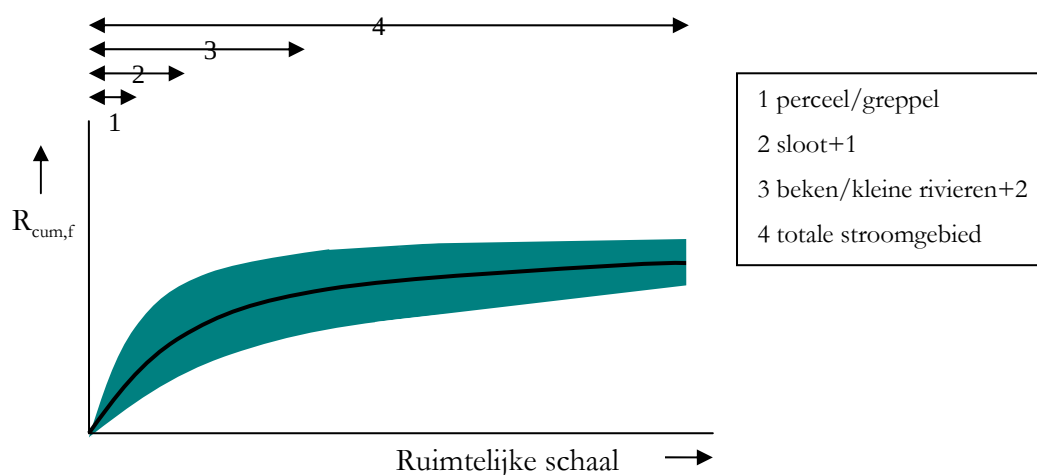
Figuur 2-2: Retentiefractie (R_f) als functie van de ruimtelijke schaal. De groene band geeft de bandbreedte rondom de algemene trend (zwarte lijn) weer.

Daarbij groeien er vaak veel waterplanten in de kleine waterlopen. Waterplanten vergroten de retentie op meerdere manieren. Ze bevorderen de denitrificatie doordat ze worden omgeven door biofilms met denitrificerende bacteriën, ze bevorderen sedimentatie omdat ze de stroomsnelheden (plaatselijk) verlagen en ze nemen nutriënten op voor hun groei die bij sterfte weer aan het water worden teruggegeven.

De zuiverende werking in grote waterlopen, zoals de grote rivieren, is een stuk kleiner. Naar schatting wordt ongeveer 5% van de inkomende N vrachten en 10% van de inkomende P vrachten vastgelegd of verwijderd (Alexander et al., 2000 & Van der Lee et al., 2004). De grote stroomsnelheden zorgen voor kleine hydraulische verblijftijden waardoor de processen die de opslag en verwijdering van nutriënten sturen weinig tijd hebben om hun werk te doen. Ook zijn in dergelijke systemen minder waterplanten aanwezig.

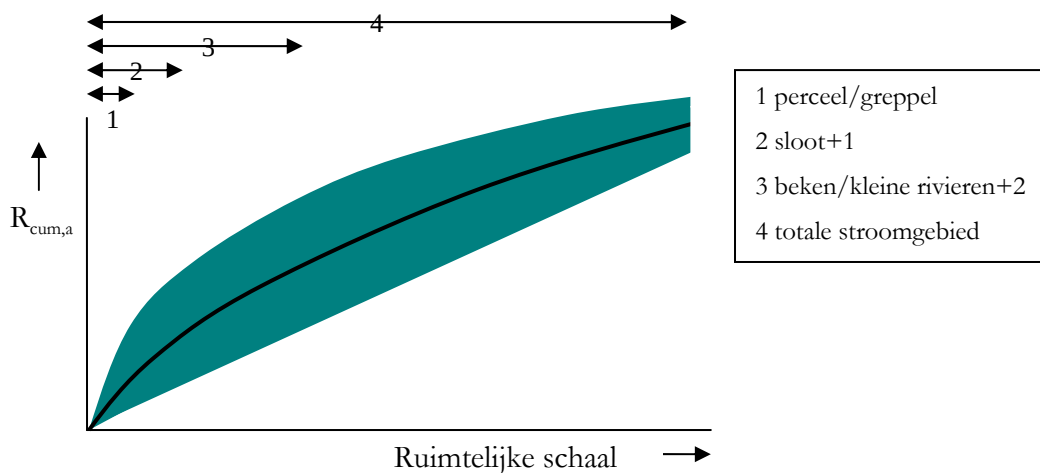
Verder zien we in Figuur 2-2 door de kleiner wordende bandbreedte dat de variatie in de retentiefraction afneemt met toenemende schaal. Dit komt door de grote ruimtelijke variabiliteit in de retentiesturende factoren op kleine schaal. Niet alle kleine waterlopen worden gekenmerkt door een grote greppel- en slootdichtheid. Tevens is er op kleine schaal een grote ruimtelijke variatie mogelijk in verblijftijden en andere sturende factoren zoals de aanwezigheid van waterplanten.

Figuur 2-3 illustreert hoe een bepaalde nutriëntenbelasting op de haarvaten van het watersysteem wordt afgebroken en (tijdelijk) opgeslagen gedurende het af te leggen traject binnen een stroomgebied. Deze figuur is sterk gekoppeld aan Figuur 2-2. Door de afnemende zuiverende werking van het watersysteem met toenemende schaal neemt de groei in de cumulatieve retentiefraction af met toenemende schaal. De meeste retentie vindt plaats in de kleine waterlopen binnen het stroomgebied. De bandbreedte in de cumulatieve retentiefraction wordt met name bepaald door de variaties in retentie op kleine schaal die op grote schaal deels uitmiddelen.



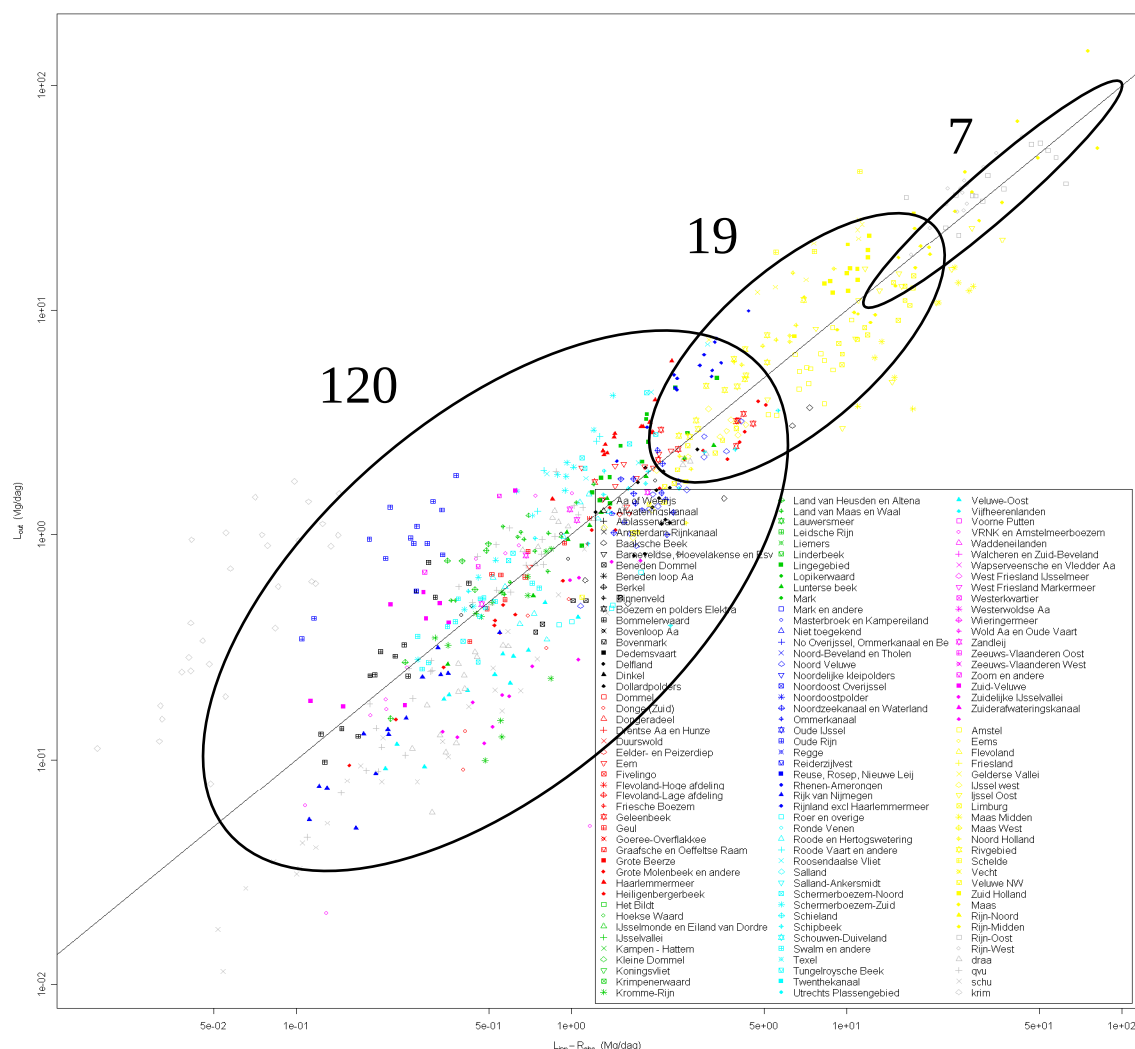
Figuur 2-3: Cumulatieve retentiefraction ($R_{cum,f}$) als functie van de ruimtelijke schaal. De groene band geeft de bandbreedte rondom de trend (zwarte lijn) weer.

Figuur 2-4 laat de absolute cumulatieve retentie binnen een stroomgebied zien en hoe deze wordt opgebouwd van kleine naar grote schaal. In de kleine waterlopen, met hun grote areaal en groot zuiverend vermogen in combinatie met de grote diffuse nutriëntenbelasting op deze lopen, vindt een groot deel van de totale absolute retentie binnen een stroomgebied plaats. De grotere waterlopen mogen dan een kleine zuiverende werking hebben, maar door de grote geaccumuleerde nutriëntenvrachten die met name benedenstrooms de grote rivieren doorstromen is de absolute retentie toch nog behoorlijk groot. Resultierend zal er een kleine afname in de groei van de cumulatieve absolute retentie zijn naarmate de ruimtelijke schaal toeneemt, tevens afhankelijk van de puntbelastingen op de grote waterlopen.



Figuur 2-4: Cumulatieve absolute retentie ($R_{cum,a}$) als functie van de ruimtelijke schaal. De groene band geeft de bandbreedte rondom de trend (zwarte lijn) weer.

In deze paragraaf is geïllustreerd dat verschillen in retentie op kleine schaal uitmiddelen op grote schaal. Dit schaalgedrag gaat ook op voor de nutriëntenbelasting. Dit wordt bevestigd door bevindingen in de 'Ex-ante KRW' studie, die wordt besproken in paragraaf 3.3. Gemeten nutriëntenconcentraties op de uitstroompunten van verschillende deelstroomgebieden zijn vergeleken met berekende waarden (zie Figuur 2-5). De concentraties zijn berekend door een vaste retentiefraction te laten aangrijpen op de nutriëntenbelasting (berekend met o.a. STONE, Wolf et al., 2003) en deze met behulp van de STONE hydrologie om te zetten naar nutriëntenconcentraties bij het uitstroompunt. Door de constante retentiefraction zijn de berekende nutriëntenconcentraties een vertaling van de nutriëntenbelasting. Het vergelijkt met gemeten concentraties wordt gemaakt op drie verschillende schaalniveaus: Nederland is opgedeeld in 7 KRW deelstroomgebieden, 19 WB21 deelstroomgebieden en 120 deelstroomgebieden. Figuur 2-5 toont het resulterende schaalgedrag. Aangezien de nutriëntenbelasting van grote invloed is op de absolute retentie gaat dit schaalgedrag deels op voor de retentie.

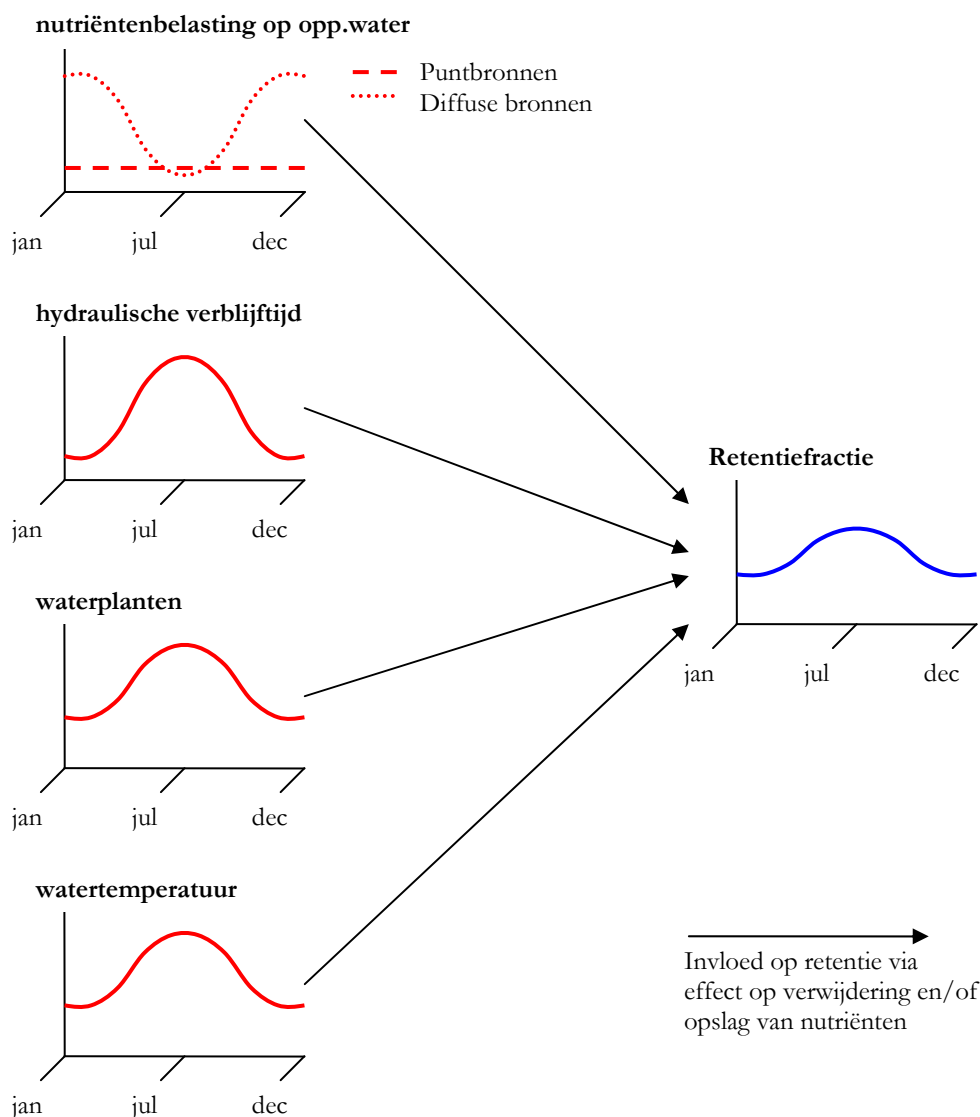


Figuur 2-5: Gemeten versus berekende uitgaande stikstofirachten volgens de 'Ex-ante KRW' studie op drie verschillende schalen. De x- en y-as zijn logaritmisch.

Temporele schaal

Figuur 2-6 geeft kwalitatief weer waarom en hoe de retentie over het jaar heen varieert. De linkerhelft van de figuur geeft het tijdsverloop van een aantal belangrijke sturende factoren wiens variatie in de tijd de opslag en verwijdering van nutriënten beïnvloedt. Dit maakt de retentie tijdsafhankelijk.

De hydraulische verblijftijd zal, afgezien van periodes met hevige zomerse buien, groter zijn in de zomer dan in de winter. Hierdoor krijgen biochemische processen zoals denitrificatie in de zomer meer tijd om hun werk te doen terwijl in de winter het watersysteem als een doorspoelbak werkt. Tevens is er een sterk verband tussen verblijftijd en de stroomsnelheid die de sedimentatie en resuspensie van P beïnvloedt.



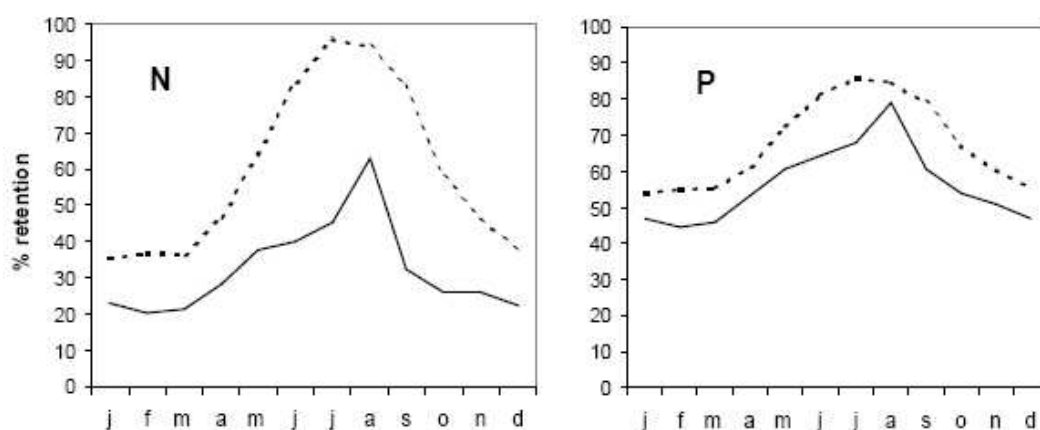
Figuur 2-6: Illustratie van de temporele afhankelijkheid van de retentie, als gevolg van de sturende factoren (linkerhelft) die door het jaar heen variëren.

De jaarlijkse groeicyclus van waterplanten beïnvloedt de retentie op meerdere manieren. Enerzijds omdat waterplanten worden omgeven door biofilms met denitrificerende bacteriën, anderzijds omdat waterplanten de stroomsnelheid verlagen en daarmee sedimentatie bevorderen. Tevens nemen waterplanten voor hun groei N en P op uit het water wat later in het najaar en de winter door sterfte, opgevolgd door mineralisatie, weer in opgeloste vorm aan het water wordt teruggegeven.

De uitspoeling van nutriënten uit het landsysteem, die in veel stroomgebieden verantwoordelijk is voor het leeuwendeel van de totale nutriëntenbelasting, vertoont tevens een seizoensfluctuatie. In het zomerhalfjaar is er minder uitspoeling als gevolg van grote nutriëntopname door gewasgroei en verhoogde denitrificatie in het landsysteem door de hogere temperaturen, in combinatie met gemiddeld lagere waterafvoeren naar het oppervlaktewater. Er zijn echter ook factoren die de nutriëntenuitspoeling in de zomer stimuleren. Zuurstofrijkere bodemcondities in de zomer als gevolg van lage grondwaterstanden remmen de denitrificatie. Daarbij zijn de mestgiften in het zomerhalfjaar groter dan in het winterhalfjaar. Hevige zomerse buien kunnen daardoor leiden tot een grote nutriëntenuitspoeling.

Figuur 2-6 toont niet alle sturende factoren. De seizoensvariatie bijvoorbeeld in de zuurstoftoestand in het water en sediment beïnvloedt de retentie via het effect op de denitrificatie en op het bindend vermogen van P aan het sediment.

In werkelijkheid zal het jaarverloop van de sturende factoren een stuk grilliger zijn wat resulteert in een grilliger retentiepatroon dan weergegeven in Figuur 2-6. Tevens vertoont de N retentie een ander patroon dan de P retentie, aangezien er andere processen aan ten grondslag liggen. Onderzoek toont aan dat de P retentie niet zo'n duidelijke seizoensvariatie vertoont als de N retentie. Zo heeft De Klein (2008a) maandelijkse retentiefractionen afgeleid voor 13 Europese stroomgebieden, variërend in grootte van 21 tot 486 km². Figuur 2-7 toont de berekende retentiefractionen voor 2 stroomgebieden. De temporele variatie in deze studie is ingebracht door de watertemperatuur in combinatie met de variatie in de maandelijkse nutriëntenbelasting en de hydraulische verblijftijd (afgeleid uit het openwateroppervlak in combinatie met maandelijkse waterafvoeren).



Figuur 2-7: Berekend seizoenspatroon van relatieve N en P retentie uit De Klein (2008a). De gestippelde lijn representeert het Odense stroomgebied (2% openwateroppervlak), de doorgetrokken lijn geeft de retentiefractionen voor de Groenlose Slinge (1% openwateroppervlak).

De N retentie in Figuur 2-7 vertoont een sterkere seizoensfluctuatie dan de P retentie waaruit kan worden afgeleid dat de sturende factoren op de N retentie meer seizoensvariatie hebben. Zo heeft de gedurende het jaar sterk variërende watertemperatuur een grote invloed op biochemische processen zoals denitrificatie die de N retentie sturen (Kadlec en Reddy, 2001). De sturende factoren op de P retentie zijn meer abiotisch van aard, zoals de stroomsnelheid die de resuspensie en sedimentatie beïnvloedt en de samenstelling van het sediment die van invloed is op de tijdelijke binding van P deeltjes.

Figuur 2-7 toont tevens de invloed van het openwateroppervlak op de retentiefraction. Een groot openwateroppervlak staat in het algemeen in relatie tot hogere hydraulische verblijftijden wat de retentie van zowel stikstof als fosfor bevordert.

Retentieverhogende maatregelen

Het verbeteren van de waterkwaliteit t.a.v. nutriënten kan op twee manieren worden aangepakt, namelijk het verminderen van de nutriëntenbelasting of het vergroten van de retentie in het oppervlaktewater. Met name sinds de introductie van de KRW, zijn tal van maatregelen bedacht en toegepast om het zelfreinigend vermogen van het watersysteem te vergroten of optimaler te benutten. De gedachte hierachter is dat maatregelen in het watersysteem eenvoudiger en goedkoper zijn te realiseren en op kortere termijn effect hebben dan maatregelen ter vermindering van de nutriëntenbelasting. Daarbij is het moeilijk de nutriëntenbelasting te verminderen gegeven de intensieve landgebruiksvormen.

Aangezien de kleine waterlopen een grote zuiverende potentie hebben zijn retentieverhogende maatregelen effectief in de kleine waterlopen. Ze moeten wel grootschalig worden toegepast willen ze significant effect hebben op de waterkwaliteit in de grote waterlopen waarop de kleine waterlopen afwateren. Zo zal de aanleg van rietvelden op lokale schaal de waterkwaliteit sterk verbeteren terwijl deze helofytenfilters alleen een significant effect op de waterkwaliteit in de grote wateren hebben als ze op grote schaal worden aangelegd.

Retentieverhogende maatregelen in de grote rivieren kunnen ook effectief zijn. De zuiverende potentie van deze waterlopen mag dan niet zo groot zijn, maar een kleine verandering hierin kan groot effect hebben op de absolute retentie gegeven de grote nutriëntenvrachten die door de rivieren worden getransporteerd. De waterkwaliteit in de kleinere waterlopen wordt door deze maatregelen niet beïnvloed, tenzij er sprake is van inlaat van rivierwater in bijvoorbeeld poldergebieden.

2.3 Kwantificeren van retentie

Meetbaarheid

Het is vrijwel onmogelijk om retentie te meten, zeker op grote ruimtelijke en temporele schaal. Zowel het direct meten van verwijder- en opslagprocessen in het oppervlaktewater als het bepalen van de retentie als afgeleide van gemeten inkomende en uitgaande nutriëntvrachten is moeilijk gezien de grote ruimtelijke en temporele variabiliteit in de verwijder- en opslagprocessen en de nutriëntenbelasting. Vandaar dat de retentie moet worden geschat. De vier belangrijkste methoden om retentie te schatten zijn gebaseerd op een analyse van de massabalans, geschatte processnelheden, empirische relaties en mechanistisch modelleren (De Klein, 2008a).

Massabalans

Bij het opstellen van een massabalans wordt de retentie bepaald door het verschil tussen inkomende en uitgaande nutriëntenvrachten te bepalen. Met name de inkomende vrachten, die gedurende het stroomtraject aan het watersysteem worden toegevoegd, zijn moeilijk te bepalen. Voorbeelden van inkomende nutriëntbronnen onderverdeeld in diffuse bronnen en puntbronnen zijn:

- Uitspoeling vanuit het landsysteem (diffuus)
- Nutriënteninstroom/-inlaat uit bovenstroomse deelstroomgebieden (punt)
- Grondwaterkwel (diffuus)
- Atmosferische depositie (diffuus)
- Oppervlakkige afvoer van neerslag, waarbij onderweg contact optreedt met nutriënten veelal afkomstig van mest of kunstmest (diffuus)
- Afvalwater van Rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI) (punt)
- Overstort van rioolwater (punt/diffuus)
- Puntlozingen van industrie, landbouw en stedelijk gebied (punt)
- Erosie en vertrapping van de slootkanten door weidend vee (punt/diffuus)
- Baggeren in veengebieden. In veengebieden vindt langzame oxidatie plaats van het veensediment op de waterbodem waardoor nutriënten aan het water worden toegevoegd. Baggeren versnelt dit proces doordat dieper gelegen mineraalrijke veenlagen op deze manier worden blootgesteld aan het slootwater (diffuus)

Het nauwkeurig meten van het totaal aan diffuse inkomende vrachten, die in de ruimte en tijd flink kunnen verschillen, zou een zeer dicht en uitgebreid meetnet vereisen, zeker wanneer het een groot gebied betreft. Voor puntbronnen ligt het minder gecompliceerd, al kunnen de bijbehorende vrachten in de tijd flink variëren en zijn vele puntbronnen onbekend. Vandaar dat in massabalansmethoden de totale nutriëntenbelasting, en dan met name de diffuse bronnen, vaak wordt geschat op basis van in modellen vastgelegde kennis en data.

Toegevoegde nutriënten kunnen weer worden teruggegeven aan het landsysteem of grondwater door bijvoorbeeld inundatie en infiltratie van oppervlaktewater.

Onttrekking van oppervlaktewater voor drinkwater is tevens een verliesterm. Deze verliestermen dienen meegenomen te worden in de analyse.

Uiteindelijk komen alle onzekerheden in de verschillende nutriëntstromen tot uiting in de gevonden retentiewaarde.

Processnelheden

Retentie kan ook worden bepaald door het meten van de processnelheden behorend bij de verwijdering van nutriënten in het oppervlaktewater. Het belangrijkste verwijderproces voor stikstof is denitrificatie waarbij bacteriën, die organisch materiaal afbreken, onder zuurstofarme omstandigheden nitraat gebruiken in plaats van zuurstof voor hun respiratie. Hierbij wordt nitraat omgezet in gasvorm (N_2 en soms N_2O) dat ontsnapt naar de atmosfeer (Gumbrecht, 1993). Deze omzetting vindt plaats in de anaerobe sedimentlaag en in biofilms die aanwezig zijn op (ondergedoken) waterplanten. Denitrificatie is groot in de aanwezigheid van veel nitraat en afbreekbaar organisch materiaal.

Voor fosfor is sedimentatie het belangrijkste verwijderproces. Een deel van het gesedimenteerde fosfor kan weer in oplossing komen door bijvoorbeeld bioturbatie, hoge stroomsnelheden of windinvloed. Een ander deel van het gesedimenteerde fosfor wordt definitief begraven in het sediment wat als verwijdering wordt beschouwd (Brenner et al., 2006). Door maaibeheer en baggeren kunnen tevens nutriënten uit het oppervlaktewatersysteem worden verwijderd, aangezien de gemaaide waterplanten en het gebaggerde sediment nutriënten bevatten.

De uit onderzoek afgeleide processnelheden worden meestal uitgedrukt in massa per openwateroppervlak per tijdseenheid. Deze snelheden kunnen worden vertaald naar de retentie binnen een stroomgebied. De verandering in opslag van nutriënten die ook deel uitmaakt van de totale retentie wordt in deze methodiek niet meegenomen. Zo worden nutriënten opgeslagen in waterplanten, waarvan de hoeveelheid en dus ook de nutriëntopslag over het jaar heen flink varieert. Een ander belangrijk tijdelijk opslagmechanisme is de hechting van nutriënten aan het sediment. Deze adsorptie (en bijbehorende desorptie) speelt voor P een belangrijke rol.

Mechanistische procesmodellen

Retentie kan ook worden geschat met modellen die de waterkwaliteitsprocessen in het watersysteem simuleren. Het risico is dat wanneer we alle belangrijke processen met hun afhankelijkheden goed willen modelleren het model al snel complex wordt en veel invoergegevens vereist. Het grote aantal procesparameters zorgt daarbij voor veel vrijheidsgraden waardoor goede resultaten om de verkeerde redenen kunnen worden verkregen. Een simpel model daarentegen heeft als beperking dat belangrijke processen ontbreken of zodanig gesimplificeerd zijn dat de voorspellende werking van het model beperkt is.

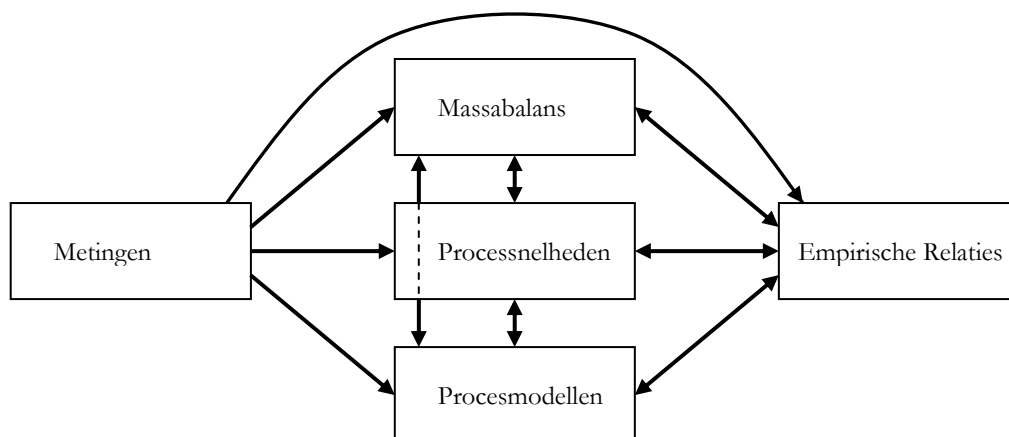
Desalniettemin geeft een model inzicht in het functioneren van het systeem, kunnen er predicties worden gemaakt onder veranderende omstandigheden en krijgt men een idee van het onderlinge belang van processen.

Empirische relaties

Met behulp van empirische relaties wordt de retentie van nutriënten gekoppeld aan stroomgebiedeigenschappen zoals de hydraulische verblijftijd, de nutriëntenbelasting en het waterbodempoppervlak.

De kunst is om de belangrijkste factoren te vinden die de retentie sturen en hun invloed op de retentie in tijd en ruimte te kwantificeren. Wanneer belangrijke sturende factoren worden vergeten of wanneer de geselecteerde sturende factoren elkaar en/of hun invloed op de retentie beïnvloeden leidt dit beperkte toepasbaarheid op andere gebieden en andere schalen dan waarvoor ze afgeleid zijn.

Empirische relaties worden vaak afgeleid op grond van de eerder besproken methoden (zie Figuur 2-8). De methoden worden direct of indirect gevoed door metingen op verschillende ruimtelijke en temporele schaal. Er zijn kruisverbanden tussen de methoden. Procesmodellen kunnen bijvoorbeeld worden verbeterd met nieuwe informatie over processnelheden. Voor de toepasbaarheid van de empirische relaties is het belangrijk om te weten op welke ruimtelijke en temporele schaal de empirische relaties zijn afgeleid.



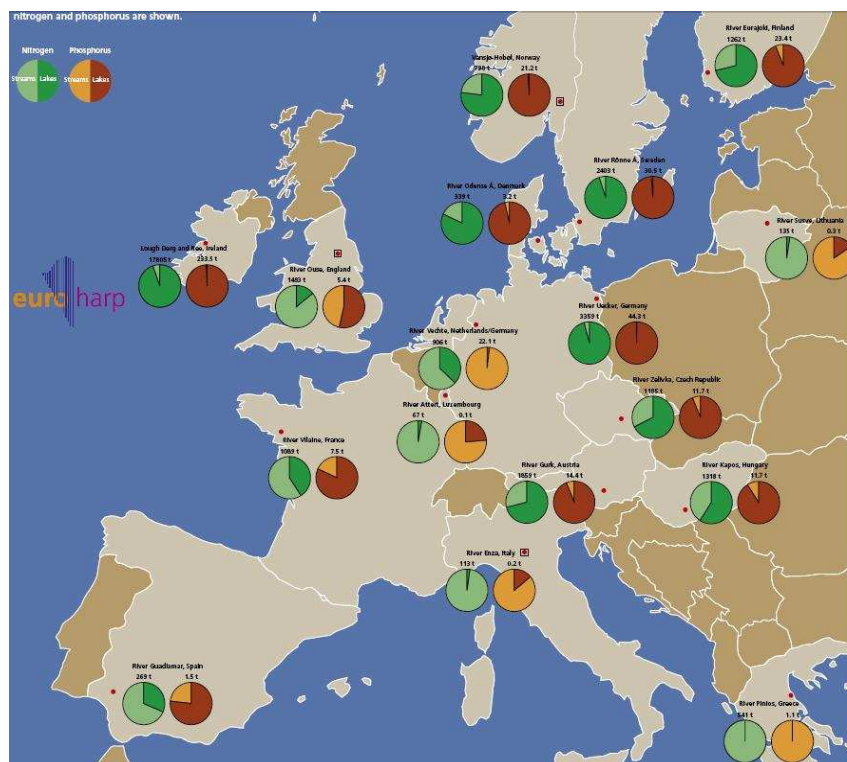
Figuur 2-8: Onderlinge relatie van methoden waarmee de retentie geschat kan worden. De methoden worden direct of indirect gevoed door metingen.

3 Overzicht van retentiestudies

In dit hoofdstuk worden een aantal recente waterkwaliteitsstudies besproken. Dit geeft een ‘State of the Art’ beeld van methodes die gebruikt worden om de retentie te schatten. De studies worden besproken van grove naar fijne ruimtelijke schaal.

3.1 EuroHarp

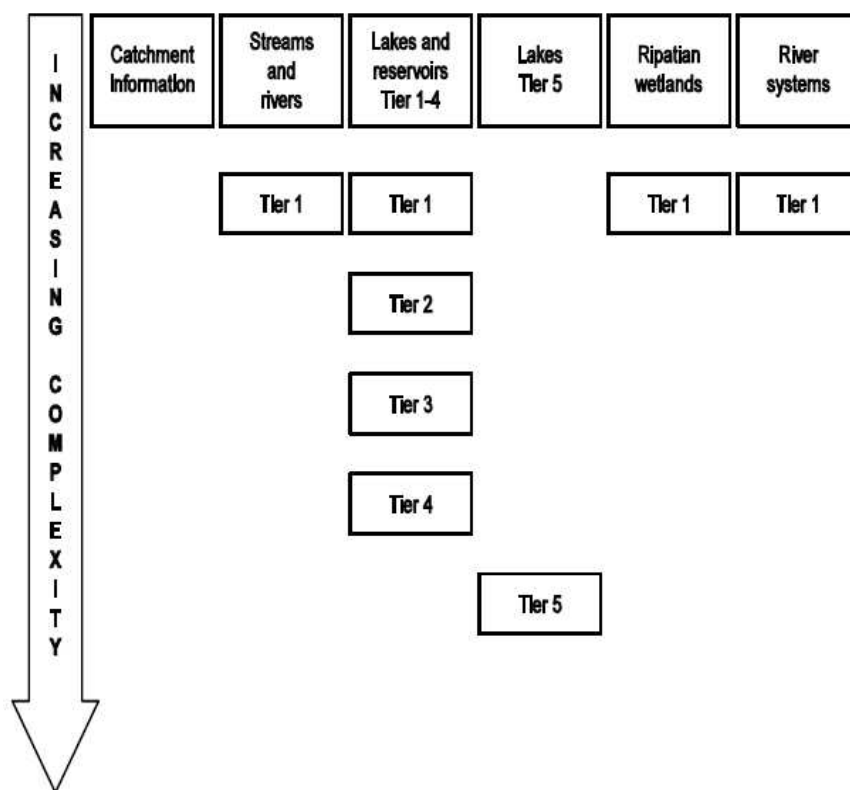
EuroHarp was een groot door de EU gefinancierd project waarin 22 onderzoeksinstituten verdeeld over 17 Europese landen hebben deelgenomen in de periode 2002-2005 (Kronvang et al., 2004). Doel van het project was om een overzicht te geven van methodes die worden gebruikt om de diffuse nutriëntenbelasting (N en P) op oppervlaktewatersystemen en kustgebieden te kwantificeren, met het oog op de Europese Kaderrichtlijn Water. Onderdeel hiervan was het aandragen van verschillende manieren waarop de retentie in het oppervlaktewater kan worden berekend, gebaseerd op een uitgebreid literatuuronderzoek. Een selectie van deze methodes is gebundeld in de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' (Kronvang et al., 2004), een internationaal erkend handvat voor het berekenen van de retentie. Als onderdeel van het project is deze tool toegepast op 17 Europese stroomgebieden (zie Figuur 3-1).



Figuur 3-1: Retentie van N en P in 17 Europese stroomgebieden onderverdeeld in het retentieaandeel van rivieren t.o.v. meren, berekend met de retentiemethode 'Tier 1' gedefinieerd in de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool', uit Kronvang et al. (2003).

Methodiek

Met de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' kan per watertype de absolute retentie van N en P worden berekend. Er zijn vier verschillende watertypen gedefinieerd: beken en grotere waterlopen, meren en reservoirs, langs de rivier gelegen draslanden ('riparian wetlands') en grote riviersystemen. Voor elk watertype wordt de retentie op een andere manier berekend. Voor de retentieberekening binnen meren en reservoirs zijn vijf methodes beschikbaar. Voor de andere watertypen wordt één methode aangedragen (zie Figuur 3-2). De methodes ('Tiers') zijn complexer naarmate het bijbehorende 'Tier'-nummer toeneemt. Zo wordt in 'Tier 5' de retentie op maandbasis berekend terwijl de andere methodes een jaargemiddelde retentie schatten. De methodes zijn deels gebaseerd op schattingen van processnelheden van N en P verwijdering en deels op een massabalansbenadering in combinatie met empirische retentierelaties. Voor de massabalansbenadering moet de nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater bekend zijn. Deze belasting moet worden opgegeven door de gebruiker.



Figuur 3-2: Verschillende methodes ('Tier') om de retentie per watertype te berekenen, uit Kronvang et al. (2004).

Retentie

Deze paragraaf gaat in op de gebruikte retentiemethodes ("Tiers") per watertype.

Beken en grotere waterlopen (tot 6 meter breedte)

Op grond van een uitgebreide literatuurstudie zijn voor de beken en grotere waterlopen (tot 6 meter breedte) gemiddelde jaarlijkse verwijdersnelheden van stikstof en fosfor geschat per eenheid openwateroppervlak. Voor de denitrificatie zijn deze afgeleid uit gevonden waarden in een aantal Europese en Amerikaanse stroomgebieden, weergegeven in tabel A.1 (Bijlage A). De verwijdering van fosfor is afgeleid uit een schatting van de verwijdering in dichtbegroeide oevers van de waterlopen aangezien dit de zones zijn waar fosfor op lange termijn netto sedimenteert. Deze verwijdersnelheid wordt geschat op 55 kg P per hectare. Ervan uitgaande dat 5% van de totale breedte van de waterloop begroeid is, komt men uit op een gemiddelde jaarlijkse verwijdersnelheid van 2,75 kg P per hectare.

De gebruikte jaargemiddelde verwijdersnelheden zijn weergegeven in Tabel 3-1. De enige input die nodig is voor het berekenen van de retentie is het openwateroppervlak. In deze methode is de retentie onafhankelijk van de nutriëntenbelasting.

Tabel 3-1: Gebruikte jaargemiddelde verwijdersnelheden voor beken en waterlopen (breedte < 6m).

	Gem.	Mediaan	Min	Max
Stikstof verwijdering (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	840	250	0	3550
Fosfor verwijdering (kg P ha ⁻¹ yr ⁻¹)	2,75	-	-	-

Meren en reservoirs

Voor meren en reservoirs worden vijf methodes aangeleverd om de retentie te bepalen. In de eerste twee methodes (Tier 1 en Tier 2) wordt de retentie geschat aan de hand van gemiddelde jaarlijkse processnelheden afgeleid uit eerdere studies naar de retentie in meren en reservoirs. Bij Tier 1 is dit een vaste waarde (zie Tabel 3-2), bij Tier 2 zijn de processnelheden afhankelijk van de hydraulische verblijftijden (zie Tabel 3-3).

Tabel 3-2: Verwijdersnelheden van stikstof en fosfor voor meren en reservoirs: Methode Tier 1.

	Gemiddelde (eventueel met 95% betrouwbaarheidsinterval)
Stikstof verwijdering (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	400
Fosfor verwijdering (kg P ha ⁻¹ yr ⁻¹)	5,5 (1,5 – 69)

Tabel 3-3: Verwijdersnelheden stikstof en fosfor voor meren en reservoirs: Methode Tier 2.

Hydraulische verblijftijd (yr)	Stikstof verwijdering (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹) (met 95% betrouwbaarheidsinterval)	Fosfor verwijdering (kg P ha ⁻¹ yr ⁻¹)
0.001 – 0.01	365	27
0.01 – 0.1	365 (110-730)	27
0.1 – 1	584 (183-1100)	10
1 -10	219 (37-438)	3.7
>10	183	1.2

De methodes Tier 3 en Tier 4 schatten de retentie met behulp van een massabalansbenadering. Op grond van geschatte processnelheden in combinatie met de verwachte invloed van de hydraulische verblijftijd en de waterdiepte wordt een retentiefraction van de nutriëntenbelasting berekend. De methodes Tier 3 en Tier 4 worden weergegeven door vergelijkingen (3-1), (3-2) en (3-3) en Tabel 3-4. De methode Tier 4 heeft alleen betrekking op de fosforretentie. Hejzlar et al. (2006) beschrijven een uitbreiding op de fosforretentie zoals beschreven in Tier 3. Ze gebruiken een vergelijkbare formule om de retentie in reservoirs te beschrijven. Voor meren wordt de formule uitgebreid door rekening te houden met een ruimtelijke verdeling van de P concentraties in het meer, bijvoorbeeld als gevolg van stratificatie.

$$R_{N,Tier3} = \left(1 - \frac{1}{1 + \frac{v_N}{z} HRT} \right) \quad (3-1)$$

$$R_{P,Tier3} = \left(1 - \frac{1}{1 + a\sqrt{HRT}} \right) \quad (3-2)$$

$$R_{P,Tier4} = \left(1 - \frac{1}{1 + \frac{v_P}{z} HRT} \right) \quad (3-3)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
R _N	Fractie van de inkomende jaarlijkse stikstofvracht die wordt vastgelegd of verwijderd (retentiefraction)	-
R _P	Fractie van de inkomende jaarlijkse fosforvracht die wordt vastgelegd of verwijderd (retentiefraction)	-
HRT	Hydraulische verblijftijd	yr
z	Gemiddelde jaarlijkse waterdiepte van het meer of reservoir	m
v _N	Gemiddelde jaarlijkse retentiecöefficient voor stikstof. Op basis van eerdere studies is de waarde gezet op 7.3	m yr ⁻¹
a	Fosfor retentiecöefficient: a=1 voor meren (Vollenweider & Kerekes, 1982), a=1.86 voor reservoirs	m ^{-1/2}
v _P	Gemiddelde jaarlijkse retentiecöefficient voor fosfor. De waarde is gebaseerd op eerdere studies en afhankelijk van de gemiddelde fosfor concentratie in het meer/reservoir (zie Tabel 3-4)	m yr ⁻¹

Tabel 3-4: Waardebepaling van de fosfor retentiecöefficient v_P gebruikt in Tier 4.

	Gemiddelde jaarlijkse fosfor concentratie in het meer of reservoir (µg l ⁻¹) (met 95% betrouwbaarheidinterval)			
	<10	10-35	35-100	>100
v _P	10 (5-25)	19 (2-199)	43 (2-1008)	49 (2-1008)

De Tier 5 methode berekent de retentie op maandelijkse basis in tegenstelling tot de andere methodes waarin een jaargemiddelde retentie wordt berekend. De stikstofretentie in Tier 5 wordt berekend met een massabalans methode: met een empirische relatie wordt op grond van de watertemperatuur een retentiefraction van de maandelijkse nutriëntenbelasting berekend. De fosforretentie in Tier 5 wordt geschat met een simpel mechanistisch model waarin maandelijks de verdeling van fosfor over sediment en water wordt berekend als gevolg van de maandelijkse nutriëntenbelasting. De interactie tussen fosfor in het sediment en fosfor opgelost in het water verloopt via sedimentatie en resuspensie. In de sedimentlaag treedt tevens immobilisatie van fosfor op (begraving), waardoor fosfor het watersysteem vrijwel definitief verlaat. Op deze manier wordt op maandbasis bepaald welk deel van de inkomende vrachten door het sediment wordt verwijderd en opgeslagen wat gelijk is aan de retentie. Voor meer informatie over deze methode met de bijbehorende procesvergelijkingen wordt verwezen naar Kronvang et al. (2004).

Riparian wetlands

De retentie van stikstof en fosfor voor de langs de rivier gelegen draslanden (riparian wetlands) en overstromingsvlaktes (floodplains) wordt geschat met behulp van verwijdersnelheden. Verscheidene studies hebben aangetoond dat wetlands effectief zijn in het verwijderen van nutriënten en zo de nutriënteninstroom vanuit het land bufferen en verminderen voordat deze in de grote rivieren terecht komt. De verwijdersnelheden zijn afgeleid uit een retentiestudie in Deense wetlands (Hoffmann, 1998a, 1998b). De verwijdering van stikstof is daarbij afhankelijk van het landbouwaandeel in het stroomgebied (zie Tabel 3-5), waarmee een link wordt gelegd met de nutriëntenbelasting.

Tabel 3-5: Jaargemiddelde stikstof en fosfor verwijdering in riparian wetlands, gebruikt in Tier 1.

		Oppervlakteaandeel van landbouw in stroomgebied				
		jaargemiddelde	>80%	30-80%	10-30%	<10%
Stikstof verwijdering			1500	1000	500	250
(kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)						
Fosfor verwijdering	55					
(kg P ha ⁻¹ yr ⁻¹)						

Grote riviersystemen

Voor de grote riviersystemen wordt de retentie geschat met een massabalansbenadering in combinatie met empirie. Op grond van een empirische afhankelijkheid van de 'hydraulic load' wordt de verhouding tussen de nutriëntenbelasting en de uitgaande vrachten bij het uitstroompunt bepaald. Vollenweider & Kerekes (1982) zijn de grondleggers van deze methode. Behrendt & Opitz (1999) hebben de afhankelijkheid van de 'hydraulic load' ingebracht:

$$\frac{L_{N,P}}{D_{N,P}} = \frac{1}{1 + a \cdot HL^b} \quad (3-4)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
$L_{N,P}$	Totale jaarlijkse nutriëntenbelasting (N of P) op het stroomgebied (van buitenaf en binnenuit)	kg
$D_{N,P}$	Jaarlijkse vracht N of P die het stroomgebied bij het uitstroompunt verlaten	kg
HL	Hydraulic Load = waterafvoer uitstroompunt (m^3/yr) / oppervlak stroomgebied (m^2)	$m \cdot yr^{-1}$
a	empirische coëfficiënt: $a_N = 1.9$, $a_P = 13.3$	$yr \cdot m^{-1}$
b	empirische coëfficiënt: $b_N = -0.49$, $b_P = -0.93$	-

De coëfficiënten a en b zijn geschat op basis van een onderzoek naar honderd verschillende stroomgebieden in Europa met elk een oppervlak van minstens 100 km² (Behrendt & Opitz, 1999). Op deze manier kan de jaarlijkse retentie worden geschat wanneer het openwateroppervlak, de jaarlijkse waterafvoer bij het uitstroompunt en de jaarlijkse nutriëntenvracht bij het uitstroompunt bekend zijn.

3.2 Nutriëntenvrachten vanuit Nederland naar de Noordzee

In deze studie is het nutriëntentransport van de grote Nederlandse rivieren naar de Noordzee berekend voor de periode 1995-2005 (De Klein, 2008a en De Klein, 2008b). Deze methode biedt een alternatief voor het meten van de nutriëntenbijdrage aan de Noordzee, zoals gebeurt in het kader van de OSPAR conventie (OSPAR, 2003). De OSPAR commissie heeft als doel het marine milieu van de Atlantische oceaan (noordoostelijk deel) te beschermen (<http://www.ospar.org>). Hiertoe wordt de nutriëntenstatus van de oceaan bepaald in relatie tot de nutriënteninput van de grote rivieren. Het bepalen van deze input is lastig, enerzijds vanwege gebrek aan metingen, anderzijds omdat het moeilijk is de gemeten concentraties om te zetten naar vrachten vanwege de complexe hydrologie in de kustgebieden en estuaria, onder andere door het getij.



Figuur 3-3: De 17 WB21 deelstroomgebieden + IJsselmeer en Schelde.

Methodiek

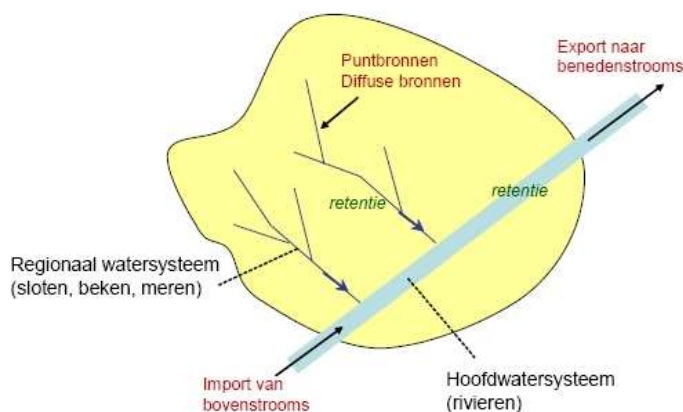
Nederland is onderverdeeld in 19 deelstroomgebieden: de 17 WB21 deelstroomgebieden, het IJsselmeer en de Schelde (zie Figuur 3-3).

Voor elk deelstroomgebied is op jaarbasis een massabalans opgesteld voor N en P:

$$M_{\text{boundary}} + M_{\text{diffuus}} + M_{\text{punt}} = M_{\text{uit}} + M_{\text{retentie}} \quad (3-5)$$

Waarin:

term	omschrijving	dimensie
M_{boundary}	Inkomende vrachten vanuit het buitenland via de Maas, Schelde en Rijn (op grond van wekelijkse/2-wekelijkse data (RIZA,2004)) of inkomende vrachten van bovenstroomse deelstroomgebieden	massa
M_{diffuus}	Diffuse nutriëntenbelasting op het oppervlaktewater berekend met STONE (Wolf et al., 2003). Voor atmosferische depositie op het open water is een vaste waarde gebruikt (Emissieregistratie 2007).	massa
M_{punt}	Nutriëntenbelasting door puntbronnen (Emissieregistratie 2007)	massa
M_{uit}	Berekende uitgaande nutriëntenvracht bij het uitstroompunt	massa
M_{retentie}	Deel van de inkomende vrachten die door het oppervlaktewater worden vastgelegd of verwijderd	massa



Figuur 3-4: De verschillende nutriënt stromen, bronnen en putten voor een deelstroomgebied (uit De Klein, 2008b)

De methodiek is gevisualiseerd in Figuur 3-4. Er is gebruik gemaakt van een stroompad benadering: De in- en uitstroom van de 19 deelstroomgebieden is gebaseerd op berekeningen met het Distributiemodel, een hydrologisch model van de hoofdwaterlopen in Nederland, tevens gebruikt als hydrologische basis voor het stofstromenmodel (Driesprong, 2004). Via de hoofdwaterlopen zijn de deelstroomgebieden met elkaar verbonden en is er sprake van afwenteling van nutriënten.

Retentie

Op grond van een literatuur onderzoek (De Klein, 2008b) zijn gemiddelde jaarlijkse retentiefacties en hun gemiddelde spreiding geschat per watertype (zie Tabel 3-6). Deze fracties geven aan welk deel van de inkomende vrachten door het oppervlaktewater wordt vastgelegd of verwijderd.

Tabel 3-6: Geschatte jaarlijkse retentiefactoren en hun gemiddelde spreiding ($\pm$) per watertype op grond van literatuuronderzoek (uit De Klein, 2008a).

Water type	N	P	References
small ditches and headwater streams (< 3 m width)	0.5 $\pm$ 0.1	0.3 $\pm$ 0.05	(Peterson <i>et al.</i> 2001) (De Klein <i>et al.</i> 2008)
ditches and streams (3 tot 6 m width)	0.6 $\pm$ 0.1	0.5 $\pm$ 0.1	(Alexander <i>et al.</i> 2000) (De Klein <i>et al.</i> 2008)
streams (> 6 m width)	0.6 $\pm$ 0.1	0.5 $\pm$ 0.1	(Seitzinger <i>et al.</i> 2002) (Behrendt & Opitz 1999)
Shallow lakes	0.25 $\pm$ 0.05	0.45 $\pm$ 0.1	(Windolf <i>et al.</i> 1996) (Portielje & Van der Molen 1999)
rivers	0.04 $\pm$ 0.01	0.09 $\pm$ 0.02	(Alexander <i>et al.</i> 2000) (Van Der Lee <i>et al.</i> 2004)

Per deelstroomgebied is een retentiefactor bepaald op basis van het aandeel van de verschillende watertypes in het totale openwateroppervlak. De retentiefraction is vervolgens gecorrigeerd voor verschillen in hydrologische condities ten opzichte van gemiddelde Nederlandse omstandigheden (vergelijking 3-6), wat betreft het percentage openwateroppervlak (t.o.v. het totale oppervlak van het deelstroomgebied) en de hoeveelheid neerslag. Deze twee factoren geven een indicatie van de verversingssnelheid van het oppervlaktewater en zijn daarom gekoppeld aan de hydraulische verblijftijd.

$$C_R = \left(\frac{P / P_{av}}{F_{sw} / F_{sw-a}} \right)^a \quad (3-6)$$

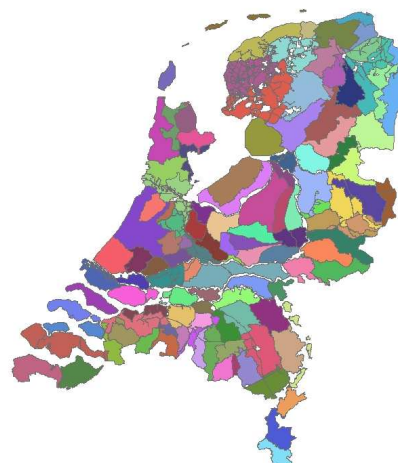
Waarin:

term	omschrijving	eenheid
C_R	correctie factor op de retentie	-
P	jaarlijkse neerslag op het deelstroomgebied	m
P_{av}	gemiddelde jaarlijkse neerslag in Nederland	m
F_{sw}	fractie open water oppervlak voor deelstroomgebied	-
F_{sw-a}	gemiddelde fractie open water oppervlak voor Nederland	-
a	exponent	-

Voor de exponent (a) is een vaste waarde per stof gekozen die binnen Nederland niet varieert. Voor P retentie is een waarde van -0.2 gekozen, voor N retentie is de waarde -0.4 toegepast. Aangezien de waarde voor P dicht bij nul ligt is de invloed van de hydrologische condities (hydraulische verblijftijd) op de P retentie kleiner dan op de N retentie. De negatieve waarde van a impliceert dat de retentie toeneemt als gevolg van een grotere fractie openwateroppervlak en minder neerslag.

3.3 Ex-ante evaluatie landbouw en KRW

In de 'ex-ante evaluatie landbouw en KRW' (Van der Bolt et al., 2008) is onderzocht in hoeverre met het huidige mestbeleid in Nederland de bij de ecologische doelen horende KRW nutriëtnormen voor N en P kunnen worden gerealiseerd. Ook is het cumulatieve effect met het regionale KRW-maatregelen pakket (Ligtvoet et al., 2008) bepaald. Vervolgens is het cumulatieve effect van een potentieel aanvullend landbouwkundig maatregelenpakket doorgerekend en is de kosteneffectiviteit van de maatregelen berekend. Ook is een doorkijk gegeven naar de realisatie van de doelen van Natura2000-gebieden en zijn de effecten op de belasting van de Noordzee geschat. De resultaten zijn gepresenteerd voor 2015 en 2027, twee toetsjaren voor de KRW. Voor de periode 1985-2007 zijn de rekenresultaten vergeleken met metingen.



Figuur 3-5: 119 deelstroomgebieden gedefinieerd in 'Ex-ante KRW' studie

Methodiek

De methode om complementair aan STONE de nutriëntentoestand van het oppervlaktewater op nationaal niveau te verkennen is volledig flexibel van opzet zodat nieuwe gegevens en kennis makkelijk kunnen worden verwerkt. De vrachten naar het oppervlaktewater zijn afkomstig uit de Emissieregistratie in combinatie met STONE berekeningen op basis van huidig en toekomstig gradueel aangescherpt mestbeleid (Willems et al., 2008). De basis van de modelschematisatie wordt gevormd door de WIS eenheden, zoals gedefinieerd door CIW (1998). In hoog Nederland komt zo'n element bijvoorbeeld overeen met het vanggebied van een zijtak van een beek terwijl het in laag Nederland een peilgebied binnen een polder kan zijn. De ongeveer 30.000 WIS eenheden in Nederland vormen de bouwstenen voor de gebiedsindelingen. Nederland is ingedeeld in 7 KRW gebieden, 19 WB21 gebieden en 119 deelstroomgebieden (zie Figuur 3-5). Binnen deze deelgebieden zijn het ontwateringssysteem (de kleinere waterlopen) en het afwateringssysteem (de waterlopen in beheer bij de waterschappen) onderscheiden omdat deze verschillende verblijftijden en retentie hebben en omdat niet alle bronnen alle watersystemen belasten. De rijkswateren (in beheer bij Rijkswaterstaat) zijn buiten beschouwing gelaten.

De uitgaande nutriëntenvrachten en –concentraties bij de uitstroompunten zijn per deelstroomgebied als volgt berekend:

$$Q_{uit} = (1 - R_{waterlichaam}) * \{Q_{bovenstrooms} + Q_{puntbronnen} + (1 - R_{sloot}) * Q_{diffuus}\} \quad (3-7)$$

En

$$C_{uit} = \frac{Q_{uit}}{Q_{water}} \quad (3-8)$$

Waarin:

term	omschrijving	dimensie
Q_{uit}	Uitgaande nutriëntenvrachten op de uitstroompunten	massa/tijd
$Q_{bovenstrooms}$	Nutriëntenaanvoer van bovenstroomse/buitenlandse waterlopen (afwatering)	massa/tijd
$Q_{puntbronnen}$	Nutrientenbelasting via puntbronnen	massa/tijd
$Q_{diffuus}$	Diffuse nutriëntenbelasting	massa/tijd
$R_{waterlichaam}$	Retentiefraction van waterlopen die afwateren	-
R_{sloot}	Retentiefraction van kleine waterlopen (ontwatering)	-
C_{uit}	Uitgaande nutriëntenconcentraties op uitstroompunt	massa/vol
Q_{water}	Waterafvoer bij uitstroompunt berekend met STONE (Van Bakel et al., 2007)	vol/tijd

De berekende zomerhalfjaar gemiddelde concentraties bij de uitstroompunten zijn vergeleken met metingen van de waterbeheerders. De toetsing aan meetgegevens is onlosmakelijk onderdeel van de werkwijze. De verhouding gemeten/berekend is gebruikt als indicatie voor de betrouwbaarheid van de resultaten en is ook gebruikt om per deelstroomgebied de berekende waterkwaliteit te corrigeren voor het bepalen van de (absolute) doelrealisatie. Daarbij wordt verondersteld dat de (relatieve) veranderingen door het instrument voldoende adequaat worden beschreven. Ook worden met deze maat de verbeterlagen geïdentificeerd en geprioriteerd.

Retentie

De retentie is één van de sturende variabelen in de methode en daarmee één van de even zovele bronnen van onzekerheid. In eerste instantie is de retentiemethode van De Klein (zie paragraaf 3.2) toegepast op de gekoppelde deelgebieden ('met afwenteling'). Omdat de resultaten van deze werkwijze niet balansconservatief bleken (zie paragraaf 4.2.2) is teruggevallen op een eenvoudigere werkwijze analoog aan het Aquarein project (Van der Bolt et al., 2003), namelijk het gebruik van vaste retentiefactoren zonder afwenteling.

De relatieve retentiefactoren geven aan welk deel van de nutriëntenbelasting wordt vastgelegd in het zomer- en in het winterhalfjaar. De gebruikte percentages zijn gelijk voor zowel de N als de P retentie en zijn ook gelijk voor zomer- en winterhalfjaar. De gebruikte retentiefactor van 50% voor de diffuse bronnen is afgeleid van schattingen voor grotere stroomgebieden (Kronvang et al., 2004). De diffuse bronnen belasten vooral het ontwateringssysteem met grote verblijftijden en daardoor grote retentie en komen vervolgens in het afwateringssysteem met hogere stroomsnelheden, kleinere verblijftijden en kleinere retentie. Puntbronnen lozen rechtstreeks op het afwateringssysteem, de retentie van de vrachten uit de puntbronnen zal kleiner dan de retentie voor de diffuse bronnen zijn door de kleinere verblijftijden in dit deel van het watersysteem. De gemiddelde retentie voor puntbronnen is geschat op 20%. De retentie binnen een deelstroomgebied zal dus altijd tussen de 20% en 50% liggen, afhankelijk van het aandeel van de puntbronnen en diffuse bronnen in de belasting. De toegepaste retentiefactoren zijn onafhankelijk van de condities binnen de deelstroomgebieden en zijn dus schaalonafhankelijk.

In de huidige methodiek zijn de deelstroomgebieden niet aan elkaar gekoppeld waardoor er geen afwenteling van nutriënten is. Hierdoor wordt bereikt dat de nutriëntenbalans voor Nederland voor elke indeling in gebieden (7, 19 en 119) conservatief is; de vracht naar de Noordzee is voor elke gebiedsindeling gelijk. De instroom uit het buitenland is, voor zover hiervoor meetgegevens beschikbaar waren, als bron in de betreffende deelgebieden meegenomen.

De methodiek is nog in ontwikkeling. De manier waarop de basis van de methode is opgezet zorgt ervoor dat het in potentie mogelijk is de methode en schaal van toepassing te verfijnen en om de werkwijze te verbeteren zodra meer data en/of kennis beschikbaar komen. De insteek is om van landelijke naar meer regionale schaal te gaan i.e. van weinig deelgebieden naar steeds meer deelgebieden waarbij de resultaten steeds zullen worden getoetst aan metingen om de juiste verbeteringen te identificeren. Deze verbeteringen worden samen met de waterschappen uitgevoerd.

3.4 Waterplanner

De Waterplanner is een instrument van PBL (Planbureau voor de Leefomgeving) waarmee de kwantiteit en kwaliteit van het oppervlaktewater als gevolg van bepaalde belastingen ruimtelijk kan worden geëvalueerd. De Waterplanner is onder andere gebruikt voor het bepalen van nutriëntenconcentraties in regionale wateren en is ingezet voor een reeks aan beleidsstudies: Evaluatie deelstroomgebiedsvisies (Kragt, 2005); Quickscan KRW (MNP, 2006) en de Evaluatie Meststoffenwet (Willems et al., 2008).

Methodiek

Voor elke afwateringseenheid is met behulp van STONE (Wolf et al., 2003) de nutriëntenbelasting op het watersysteem bepaald. Tevens worden nutriëntenvrachten als gevolg van puntbronnen en atmosferische depositie meegenomen (Van Liere en Jonkers, 2002). Een afwateringseenheid komt overeen met een WIS element. Via stromingsrelaties geven de afwateringseenheden water met daarin nutriënten aan elkaar door waardoor er sprake is van afwenteling. De toevoer van nutriënten via de grote rivieren wordt ook meegenomen (Van Liere en Jonkers, 2002). Op deze manier kan de Waterplanner zowel op regionaal als landelijk niveau worden ingezet.

Retentie

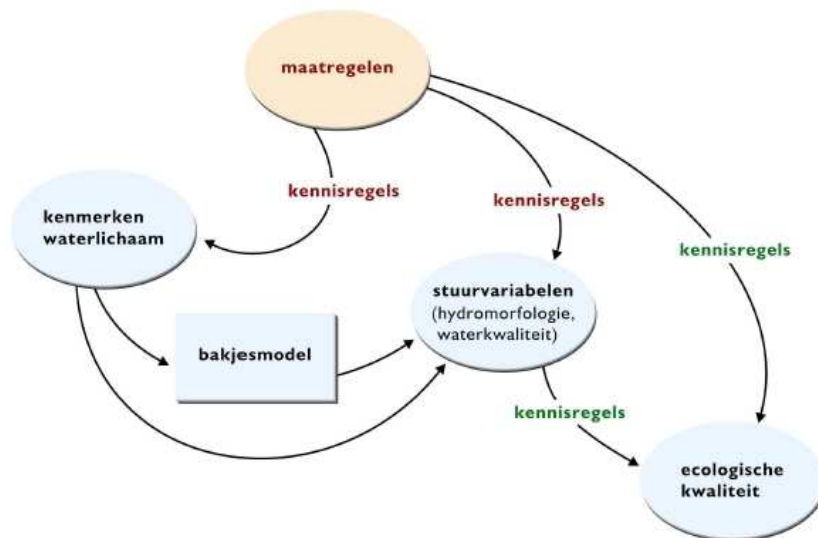
De rapportage over de werking van de Waterplanner en de methode waarmee de oppervlaktewaterretentie wordt geschat was niet beschikbaar voor deze review.

3.5 KRW-Verkenner

In het kader van het onderzoeksprogramma 'Leven met Water' is de KRW-Verkenner ontwikkeld, een instrument waarmee waterbeheerders de effecten van maatregelen op de waterkwaliteit kunnen analyseren (www.krwverkenner.nl). Het instrument is ontwikkeld door onderzoeksinstituten, Rijkswaterstaat, universiteiten en ingenieursbureaus. Sinds 2007 zijn de ontwikkeling en het beheer in handen van Deltares en de Waterdienst. De KRW-Verkenner is toegepast op het stroomgebied van de Maas, Rijn-Oost, Rijn-Midden en de Schelde, alsmede op de beheergebieden van verschillende waterschappen. Een aantal waterschappen heeft dit instrument gebruikt ter ondersteuning voor het ontwikkelen van stroomgebiedsbeheerplannen, waarvoor in 2009 maatregelen moeten worden geformuleerd om de ambities van de KRW te realiseren.

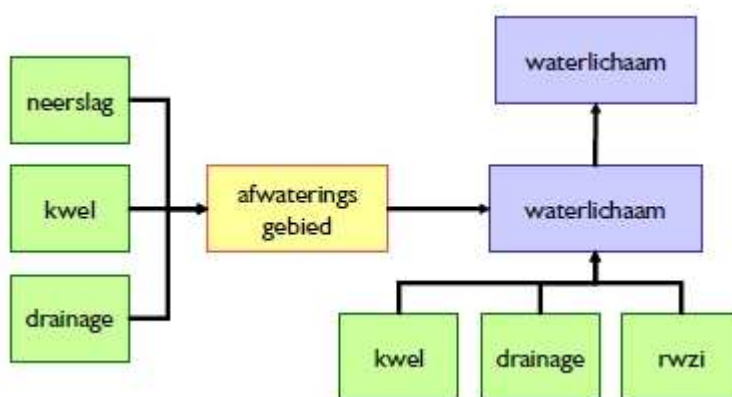
Methodiek

Het effect van maatregelen op de ecologische kwaliteit kan via een aantal wegen verlopen (Figuur 3-6). Deze kwaliteit is in het algemeen afhankelijk van een aantal stuurvariabelen. De maatregelen kunnen de stuurvariabelen direct beïnvloeden maar ook indirect via een bakjesmodel wat de water- en stoffenbalans voor waterlichamen simuleert.



Figuur 3-6: Het rekenschema van de KRW-verkenner schematisch gerepresenteerd (uit www.krwverkenner.nl).

Het bakjesmodel bestaat uit drie componenten: i) waterlichaam, ii) afwateringsgebied en iii) bronnen (Figuur 3-7). Het afwateringsgebied stelt het netwerk van sloten en greppels voor. Een afwateringsgebied verzamelt de diffuse- en puntbelastingen en lost deze vervolgens op het waterlichaam. De waterlichamen staan met elkaar in verbinding in een vooraf door de gebruiker opgelegd netwerk. Er is rekening gehouden met afwenteling. De diffuse belasting is berekend met STONE. De puntvrachten volgen uit de Emissieregistratie.



Figuur 3-7: Schematische neergave van het bakjesmodel bestaande uit afwateringsgebieden, waterlichamen en bronnen (groen) (uit www.krwverkenner.nl).

Retentie

De gebruiker kan zelf opgeven welke retentie er plaatsvindt in de afwateringsgebieden en waterlichamen. Als handvat is de retentiemethode van De Klein (2008a) aangeleverd waarmee de retentie van N en P voor Nederlandse laaglandbeken, ondiepe meren en grote rivieren kan worden geschat. De bijbehorende empirische retentierelaties zijn afgeleid op grond van het mechanistische procesmodel AquaVenus (De Klein, 2008a). Er is onderscheid gemaakt tussen het winterhalfjaar en het zomerhalfjaar.

Voor laaglandbeken en ondiepe meren levert De Klein het volgende metamodel:

$$R = 1 - \frac{C}{C_{in}} = \left[1 - \frac{1 + k_a HRT}{1 + k_l HRT} \right] \cdot M \quad (3-9)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
R	retentiefraction	-
C	berekende nutriëntenconcentratie	mg/l
C _{in}	bovenstroomse nutriëntenconcentratie	mg/l
k _a	afbraakterm 1	1/d
k _l	afbraakterm 2	1/d
HRT	hydraulische verblijftijd	d
M	invloed van waterplanten op de retentie	-

De coëfficiënten k_a, k_l en M zijn gekalibreerd voor het zomer- en winterhalfjaar. De aanwezigheid van waterplanten en het wel/niet naleveren van nutriënten door de waterbodem (resuspensie) beïnvloedt de coëfficiëntwaarden. De coëfficiëntwaarden voor de laaglandbeken zijn gegeven in Tabel 3-7. Tabel 3-8 geeft de coëfficiëntwaarden voor ondiepe meren, onafhankelijk van de nalevering.

Tabel 3-7: Gekalibreerde waarden voor de coëfficiënten k_l, k_a, en M voor laaglandbeken

	Zomer				Winter			
	geen nalevering		nalevering watbo		geen nalevering		nalevering watbo	
	N	P	N	P	N	P	N	P
k _l	0,45	0,57	0,57	1,70	0,50	0,49	0,63	0,82
k _a	0,05	0,007	0,09	0,80	0,11	0,001	0,18	0,14
M – waterplanten	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
M – geen waterplanten	0,77	0,61	0,77	0,61	0,81	1,00	0,81	1,00

Tabel 3-8: Gekalibreerde waarden voor de coëfficiënten k_l, k_a, en M voor ondiepe meren

	Zomer		Winter	
	N	P	N	P
k _l	0,07	0,035	0,04	0,015
k _a	0,0006	0,007	0,002	0,0002
M – waterplanten	1,00	1,00	1,00	1,00
M – geen waterplanten	0,80	0,70	0,90	1,00

Voor de grote rivieren gaat De Klein uit van:

$$R = 1 - e^{-(K \cdot HRT)} \quad (3-10)$$

Waarin:

term	omschrijving	eenheid
R	retentiefraction	-
K	1 ^e orde verwijderingsterm (zie Tabel 3-9)	1/d
HRT	hydraulische verblijftijd	d

Tabel 3-9: Gekalibreerde waarden van de afbraakterm K

K	Zomer		Winter	
	N	P	N	P
	0,02	0,04	0,01	0,04

3.6 Monitoring Stroomgebieden

In het kader van het project 'Meerjarig monitoringsprogramma naar de uit- en afspoeling van nutriënten vanuit landbouwgronden in stroomgebieden en polders', ook wel 'Monitoring Stroomgebieden' genoemd, worden de effecten van het mestbeleid op de nutriëntenbelasting van het oppervlaktewater onderzocht en gekwantificeerd op stroomgebiedsniveau (Jansen et al., 2008 & Roelsma et al., 2008 & Siderius et al., 2008 & Kroes et al., 2008). Hiervoor zijn vier stroomgebieden geselecteerd (Figuur 3-8) met verschillende karakteristieken (zie Tabel 3-10) die samen representatief worden geacht voor een groot deel van de stroomgebieden in Nederland.



Figuur 3-8: De geselecteerde stroomgebieden in Monitoring Stroomgebieden: Drentsche Aa (groen), Schuitembeek (bruin), Quarles van Ufford (blauw) en Krimpenerwaard (geel). Voor meer informatie zie www.monitoringstroomgebieden.nl

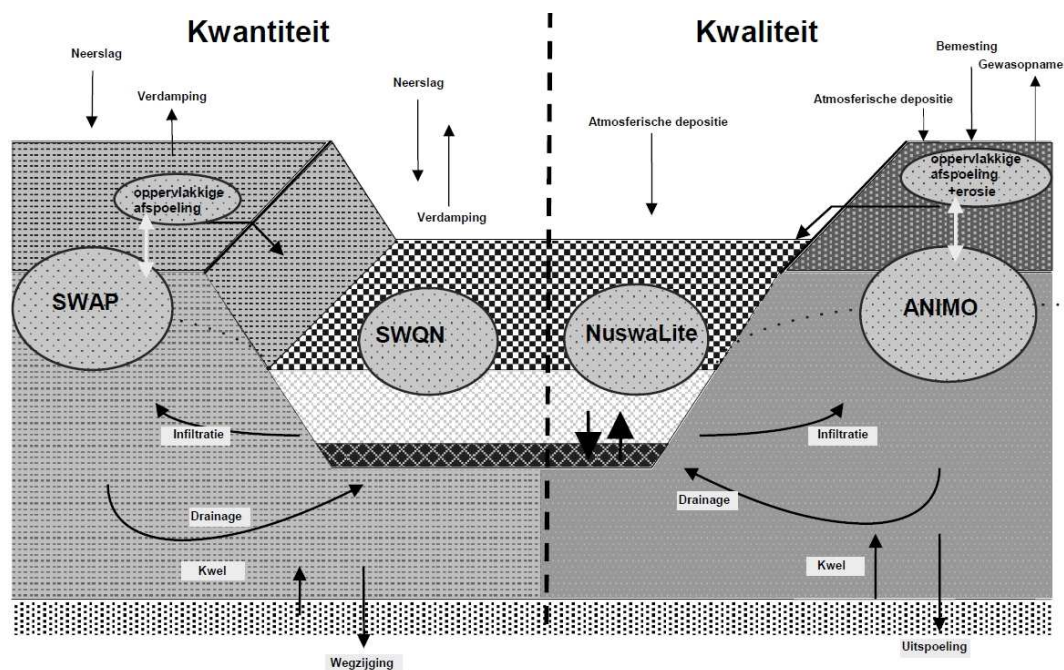
Tabel 3-10: Geselecteerde stroomgebieden in Monitoring Stroomgebieden

Stroomgebied	Kenmerken	opp. (km ²)
Drentsche Aa	Vrij afwaterend, zandgebied, laagbelast (qua nutriënten)	300
Schuitembeek	Vrij afwaterend, zandgebied, hoogbelast/ middelmatig belast	75
Quarles van Ufford	Bemalinggebied, rivierkleigrond (zwarte klei) in combinatie met lichte klei/zavel (oeverwallen), 'normaal' belast	120
Krimpenerwaard	Polder, veenweidegebied, hoogbelast/ middelmatig belast	140

Methodiek

In alle vier de gebieden is het NL-CAT modelinstrumentarium (Schoumans et al., 2008) toegepast om de nutriëntenconcentraties (N en P) in het oppervlaktewater te simuleren voor de periode 1986-2000 (zie Figuur 3-9).

De uitspoeling vanuit het landsysteem is gesimuleerd door SWAP (waterkwantiteit; Kroes en Van Dam, 2003) en ANIMO (waterkwaliteit; Groenendijk et al., 2005). Deze modellen maken deel uit van het STONE modelinstrumentarium (Wolf et al., 2003). De uitspoeling vanuit het landsysteem is volgens de STONE methodiek berekend, met het verschil dat de STONE plots ruimtelijk herschikt zijn op basis van een gedetailleerde gebiedsschematisatie met regionale data (Roelsma et al., 2006) en dat de uitspoeling op dagbasis i.p.v. 10-daagse basis is berekend. De uitspoeling is bepaald aan de hand van het bemestingsscenario 'historische bemesting tot 2000' volgend uit Evaluatie Mestwetgeving 2004, aangevuld met een jaargemiddelde atmosferische depositie.



Figuur 3-9: Overzicht van het NL-CAT modelinstrumentarium, ingezet in het project Monitoring Stroomgebieden, uit Siderius et al., 2007.

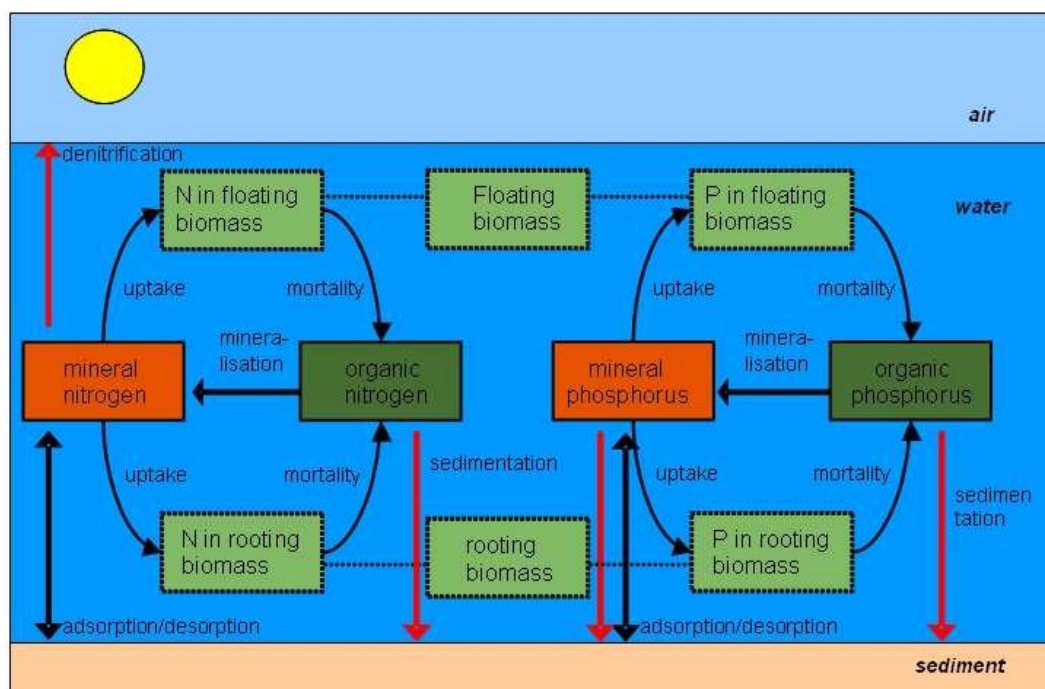
Op basis van de nutriëntenbelasting, als gevolg van de uitspoeling uit het landsysteem, atmosferische depositie op het oppervlaktewater en puntbronnen, worden nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater berekend met de modellen SWQN (oppervlaktewaterkwantiteit; Smit et al., 2009) en NUSWALITE (oppervlaktewaterkwaliteit, Siderius et al., 2009). Hiertoe worden de waterlopen geschematiseerd als een aaneenschakeling van secties met een bepaalde geometrie en lengte (tussen de 10 en 1000 meter) op grond van legger gegevens van de waterschappen. Met het hydraulisch model SWQN wordt voor elke sectie de waterstand en de waterafvoer bepaald op uurbasis. Deze gegevens worden in combinatie met de in- en uitgaande nutriëntvrachten gebruikt om voor elke sectie op

dagbasis de nutriëntconcentraties in het oppervlaktewater te bepalen met NUSWALITE.

Retentie

De retentie wordt berekend met het mechanistische waterkwaliteitsmodel NUSWALITE. Dit model beschrijft de belangrijkste processen in het oppervlaktewater met betrekking tot de opname, afgifte, omzetting, opslag of verwijdering van opgeloste N en P fracties (zie Figuur 3-10).

De berekende retentie is de optelsom van de hoeveelheid nutriënten verwijderd door verwijderprocessen in combinatie met het verschil in nutriëntenopslag over de beschouwde periode. Nutriënten kunnen het watersysteem definitief verlaten door denitrificatie, sedimentatie en maaibeheer (waterplanten). De sedimentatie in NUSWALITE heeft betrekking op de nutriënten die definitief worden begraven. De sedimentatie van nutriënten die weer in het oppervlaktewater komen (bijv. bij hoge stroomsnelheden) wordt buiten beschouwing gelaten. Nutriënten kunnen tijdelijk worden opgeslagen in drijvende en wortelende waterplanten of in het sediment door adsorptie.



Figuur 3-10: Waterkwaliteitsprocessen binnen een watercompartiment in NUSWALITE uit Siderius et al., 2008. De rode pijlen geven de verwijderprocessen weer.

3.7 Waterkwaliteitsmodellen in andere studies

In de vorige paragraaf is het procesmodel NUSWALITE beschreven waarmee de waterkwaliteit in de kleine tot middelgrote waterlopen kan worden bepaald. Er zijn ook een aantal andere procesmodellen ontwikkeld in Nederland die worden toegepast in waterkwaliteitsstudies. Deze modellen worden in deze paragraaf in het kort beschreven en vergeleken.

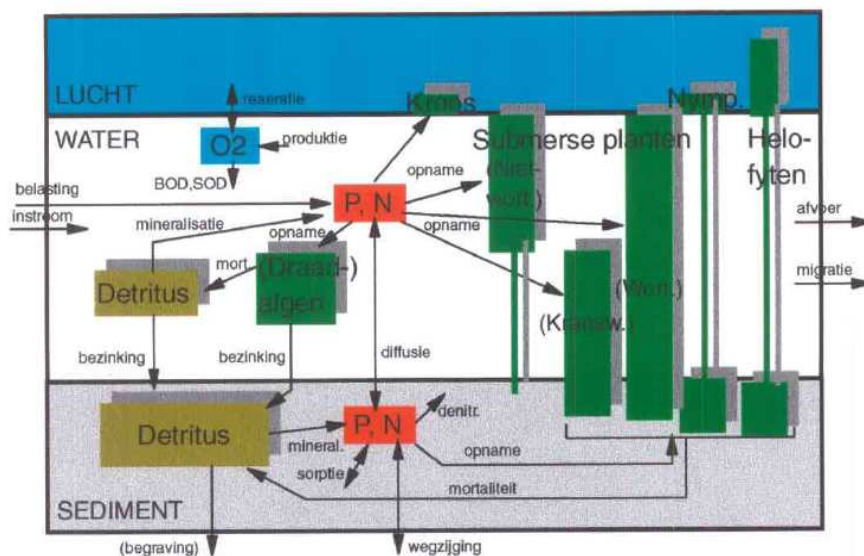
3.7.1 SOBEK-WAQ / Delft3D-WAQ

Het door Deltares ontwikkelde SOBEK-WAQ is een waterkwaliteitsmodule die wordt gedreven door afvoeren en waterstanden berekend met het 1-D en 2-D hydraulisch model SOBEK (delftsoftware.wldelft.nl). Met de waterkwaliteitsmodule Delft3D-WAQ kan de waterkwaliteit in 3-D worden bepaald. Het in meerdere dimensies berekenen van de waterkwaliteit kan goed van pas komen in gestratificeerde meren of in inundatiegebieden. De waterkwaliteitsmodules kunnen tevens worden toegepast op de grote rivieren maar ook op kleinere waterlopen. SOBEK-WAQ is in Nederland gebruikt voor regionale en lokale waterkwaliteitsstudies, onder andere door een aantal Waterschappen.

In beide waterkwaliteitsmodules kan de gebruiker kiezen van welke stoffen het concentratieverloop in plaats en tijd wordt berekend. Tevens kan de gebruiker de waterkwaliteitsprocessen, met betrekking op de omzetting, opslag en verwijdering van stoffen, aan- of uitzetten. Niet alleen de N en P concentraties kunnen worden berekend, maar bijvoorbeeld ook het biologisch zuurstofverbruik, de hoeveelheden zware metalen en de concentratie aan microverontreinigingen.

3.7.2 PCDitch

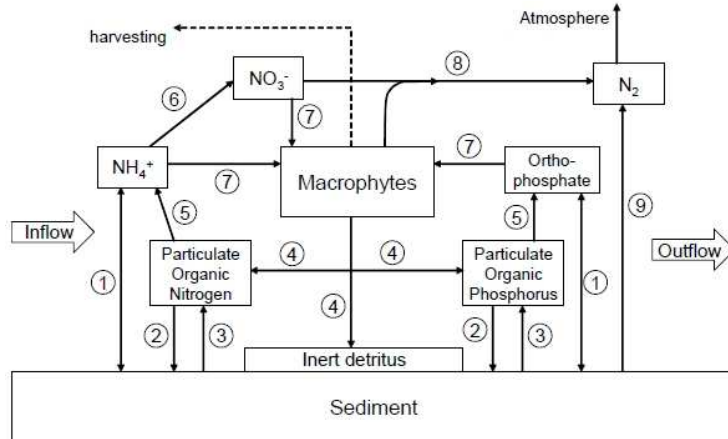
Het model PCDitch (Janse et al., 1997 en Janse, 2005) is ontwikkeld om de waterkwaliteit in sloten te simuleren en te voorspellen. Het model kan als een module worden gekoppeld aan DUFLOW, waarmee de watertoevoer wordt bepaald als input voor PCDitch. Belangrijke toepassing van het model is het berekenen van de nutriëntenbelasting en condities waarbij een dominantie van ondergedoken waterplanten omslaat naar een gesloten kroosdek, een proces wat met name speelt in veenweide sloten. Hiertoe is de competitie tussen 3 soorten waterplanten beschreven: ondergedoken, drijvende en emerse planten (zie Figuur 3-11). Buiten de waterplantengroei, -opname en -bedekkingsgraad worden ook de algenconcentratie, het zuurstofgehalte en de N en P gehalten in het water en het sediment berekend.



Figuur 3-11: Overzicht van de processen en modelstructuur van PCDitch (Janse et al., 1997).

3.7.3 AquaVenus

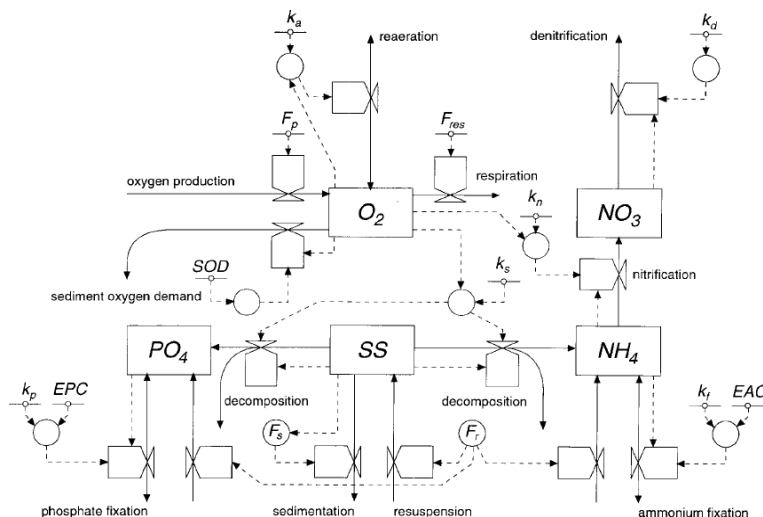
Het procesmodel AquaVenus (De Klein, 2008a) is ontworpen voor het berekenen van de waterkwaliteit en retentie, met de nadruk op het effect van waterplanten hierop. De toepassingschaal is van klein naar groot maar het model is voornamelijk getest in de kleinere waterlopen zoals beken voorzien van vegetatie. In de DUFLOW-toepassing worden waterafvoeren en waterkwaliteit simultaan berekend zodat de aanwezigheid van waterplanten de stroomsnelheden kan reduceren. Figuur 3-12 geeft schematisch de processen weer in AquaVenus. Het model berekent de biomassa van waterplanten en de N en P concentraties in het water en het sediment.



Figuur 3-12: Schematisch overzicht van de waterkwaliteitsprocessen in AquaVenus (De Klein, 2008a). (1. Sediment nalevering/adsorptie, 2. sedimentatie, 3. resuspensie, 4. decompositie, 5. mineralisatie, 6. nitrificatie, 7. biomassaopname, 8. biofilm denitrificatie, 9. sediment denitrificatie)

3.7.4 EUTROF

EUTROF (Aalderink et al., 1995) is een procesmodel dat net zoals PCDitch en AquaVenus gekoppeld kan worden aan het hydraulisch model DUFLOW (www.dufLOW.nl) wat een platform biedt voor waterkwaliteitsberekeningen. EUTROF is onder andere ingezet om de waterkwaliteit van de Vecht te bepalen. Figuur 3-13 geeft een schematisch overzicht van de processen in EUTROF. De N en P cyclus in het model wordt beïnvloed door de gemodelleerde zuurstofcyclus.



Figuur 3-13: Overzicht van de waterkwaliteitsprocessen gebruikt in de studie van Aalderink et al. (1995).

3.8 Evaluatie procesmodellen

In deze sectie worden de in de vorige paragraaf besproken procesmodellen met elkaar vergeleken op een aantal punten. De modellen worden allen gedreven door een dynamisch hydraulisch model. De nutriëntenbelasting moet door de gebruiker zelf worden opgegeven. In toepassingen wordt hiervoor veelal gebruik gemaakt van STONE of SWAP/ANIMO, eventueel gecombineerd met bodemgegevens en informatie uit het WIS (Waterstaatkundig InformatieSysteem). Figuur 3-10 t/m Figuur 3-13 geven een overzicht van de waterkwaliteitsprocessen per model. Het betreft met name eerste orde omzettings-, opslag- en verwijderprocessen van N en P. Met uitzondering van NUSWALITE en AquaVenus worden de processen deels beïnvloed door de zuurstoftoestand in het water. De belangrijkste eigenschappen en verschillen tussen de modellen, wat betreft sturende factoren, soorten biomassa en de interactie met de sedimentlaag, zijn opgenomen in Tabel 3-11. Deze modeleigenschappen bepalen de toepassingen en de schaal van toepassing.

Tabel 3-11: Vergelijking van procesmodellen op een aantal punten

	NUSWALITE	SOBEK-WAQ	PcDitch	AquaVenus
Toepassings-schaal	kleine tot middelgrote waterlopen	grote rivieren, kleinere hoofdwaterlopen, meren	sloten	kleine tot grote waterlopen
Stoffen	N,P	N,P,O ₂ , zware metalen, microverontreinigingen	N,P,O ₂	N,P
Biomassa	3 soorten: wortelende waterplanten (2), drijvende waterplanten (evt. algen) (1). Competitie om licht en nutriënten.	Algen	4 soorten: algen + wortelende, emerse en drijvende waterplanten. Competitie om licht en nutriënten.	1 soort waterplanten
Sturende factoren biomassa	-licht (extinctie a.g.v. waterdiepte, drijvende biomassa en stroomsnelheid) -nutriënten -watertemperatuur -maaibeheer	-licht (extinctie a.g.v. waterdiepte) -nutriënten -watertemperatuur	-licht (extinctie a.g.v. waterdiepte en drijvende biomassa) -nutriënten (preferente opname voor ammonium boven nitraat) -watertemperatuur -maaibeheer	-licht (extinctie a.g.v. waterdiepte en biomassa) -nutriënten (preferente opname voor ammonium boven nitraat) -watertemperatuur -maaibeheer
Sedimentlaag	ja, interactie met nutriënten in water via adsorptie/ desorptie en sedimentatie	ja, interactie met nutriënten in water via sedimentatie/ resuspensie	ja, interactie met nutriënten in water via diffusie, adsorptie/ desorptie en sedimentatie	ja, interactie met nutriënten in water via diffusie, adsorptie/ desorptie en sedimentatie/ resuspensie
Sturende factoren op de processen m.b.t. N en P	-nutriëntenbelasting -watertemperatuur -waterbodem -waterdiepte -waterplanten+algen -hydraul. verblijftijd	-nutriëntenbelasting -watertemperatuur -waterbodem -waterdiepte -algen -hydraul. verblijftijd -zuurstoftoestand	-nutriëntenbelasting -watertemperatuur -waterbodem -waterdiepte -waterplanten+algen -hydraul. verblijftijd -zuurstoftoestand	-nutriëntenbelasting -watertemperatuur -waterbodem -waterdiepte -waterplanten -hydraul. verblijftijd

3.9 Experimenteel onderzoek op lokale schaal

Retentieonderzoek op kleine schaal richt zich met name op het meten van snelheden van verwijderprocessen voor verschillende watertypen onder verschillende condities. Deze paragraaf gaat in op recent onderzoek naar denitrificatie en de retentie van fosfor, waarbij opvalt dat er meer studies zijn uitgevoerd naar N retentie dan naar P retentie. Tevens komt recent onderzoek naar retentieverhogende maatregelen aan bod.

3.9.1 Denitrificatieonderzoek

Pina-Ochoa & Alvarez-Cobelas (2006) geven een overzicht van denitrificatieonderzoek in verschillende aquatische ecosystemen. Hieruit blijkt dat het meeste denitrificatieonderzoek zich richt op meren, rivieren, kustgebieden en estuaria. Denitrificatiemetingen in de kleinere waterlopen, zoals greppels, sloten en beken, zijn schaars. De gevonden processnelheden variëren sterk tussen en binnen de verschillende watertypen. Uit een meta-analyse volgt dat de gemeten denitrificatiesnelheden geleidelijk toenemen van de rivieren en meren naar de zee (Pina-Ochoa & Alvarez-Cobelas, 2006). De ruimtelijke variabiliteit in denitrificatiesnelheden is het grootste bij de rivieren. Gedurende de zomer wordt de hoogste denitrificatie gemeten, waarbij een hoge temperatuur, een laag zuurstof gehalte, een hoog nitraat gehalte, aanwezigheid van veel denitrificerende bacteriën en een hoog opgelost organisch koolstof gehalte, de denitrificatie versnellen.

Meten van denitrificatie door verrijking met het ^{15}N isotoop

Denitrificatie kan gemeten worden door het toevoegen van het ^{15}N isotoop (in de vorm van $^{15}\text{NO}_3^-$) aan een waterkolom en vervolgens de hoeveelheid ^{15}N gelabeld stikstofgas ($^{29}\text{N}_2$ en $^{30}\text{N}_2$) te meten (Groffman et al., 2006). Het ^{15}N isotoop komt van nature veel minder voor dan ^{14}N . Door na de toevoeging de verhouding geproduceerd ^{15}N stikstofgas te vergelijken met het ongelabelde geproduceerde stikstofgas kan de hoeveelheid denitrificatie worden gemeten. Deze methode wordt ook wel de ‘isotoop pairing’ techniek genoemd (Nielsen, 1992). Nadeel is dat door de toevoeging van $^{15}\text{NO}_3^-$ de denitrificatie wordt gestimuleerd vergeleken met de natuurlijke situatie.

Het ^{15}N isotoop kan ook geïnjecteerd worden in een stroomtraject in plaats van in een gecontroleerd (afgesloten) watervolume. Het meten van de isotoopontwikkeling van nitraat, nitriet en stikstofgas gedurende het stroomtraject (in de situatie met en zonder toevoeging van ^{15}N) geeft informatie over nitrificatie en denitrificatie in het stroomtraject. Deze methode is o.a. toegepast door Mulholland et al. (2004). Nadeel is dat gedurende het traject stikstof wordt toegevoegd via de atmosfeer en het grondwater.

Om meer inzicht te krijgen in de nutriëntenverwijdering in de kleine waterlopen heeft De Klein (2008a) met de ‘isotoop pairing’ techniek denitrificatiesnelheden gemeten in een proefslot bij de Nieuwlanden te Wageningen. In laag Nederland zijn sloten en greppels het meest voorkomende watertype, met een totale geschatte lengte van

300.000 km (Janse, 1998). Op grond van dagelijkse en wekelijkse denitrificatiemetingen gedurende de zomer en herfst vindt De Klein (2008a) denitrificatiesnelheden in dezelfde orde van grootte als gevonden voor rivieren en wetlands. Echter als gevolg van de grote hydraulische verblijftijd en de grote hoeveelheden waterplanten kan de N verwijdering door denitrificatie in een dicht netwerk van sloten en greppels naar schatting wel 50% bedragen (De Klein, 2008a). Waterplanten hebben door hun weerstand lagere stroomsnelheden tot gevolg wat de hydraulische verblijftijd vergroot. Daarbij stimuleren waterplanten denitrificatie, enerzijds omdat ze worden omgeven door biofilms van denitrificerende bacteriën, anderzijds omdat waterplanten afbreekbaar organisch materiaal produceren voor de denitrificatie.

De belangrijkste oorzaak voor de hogere gemeten denitrificatiesnelheden in de zomer zijn volgens De Klein (2008a) te wijten aan veranderingen in watertemperatuur. Zo stelt hij dat met een globale temperatuurstijging van 3°C, zoals voorzien in de IPCC klimaat scenario's, de denitrificatie in de kleine waterlopen kan verdubbelen.

Meten van denitrificatie met massa spectrometrie (MIMS)

Het inerte Argon (Ar) heeft dezelfde gas transfusie eigenschappen (water-atmosfeer) dan stikstofgas (N₂). Door verschillen te meten in de verhouding Ar:N₂ opgelost in het water kan de denitrificatie worden gemeten. In de meeste denitrificatiestudies wordt de MIMS techniek (Membrane Inlet Mass Spectrometry) gebruikt om de Ar:N₂ verhouding te meten (o.a. Kana et al., 1998).

Een voordeel is dat de natuurlijke denitrificatiesnelheden niet worden verstoord, in tegenstelling tot de isotoopverrijking. Nadeel is dat er geen onderscheid kan worden gemaakt tussen directe denitrificatie en gekoppelde nitrificatie-denitrificatie (Groffman et al., 2006), wat wel kan met isotoopverrijking. Een ander nadeel is de lange incubatie tijd van de methode, waardoor deze minder geschikt is in dynamische watersystemen (Groffman et al., 2006).

Onderscheiden van retentieprocessen met ¹⁵N isotoop fractionering

Het natuurlijke ¹⁵N gehalte wordt beïnvloed door nitrificatie, denitrificatie en gewasopname (Lund et al., 1998). Deze processen hebben elk een andere invloed op de isotoop fractionering, de ¹⁵N/¹⁴N ratio. Het meten van deze ratio geeft informatie over de omvang van de processen. Deze methode wordt uitgebreid beschreven in bijlage B.

PLONS project

De leerstoelgroep AEW (Aquatic Ecology and Water Quality Management), onderdeel van de WUR (Wageningen Universiteit en Researchcentrum), is het PLONS project gestart wat staat voor 'Project Langjarig Onderzoek Nederlandse Sloten' (www.plons.wur.nl). Doel van dit project is om enerzijds het effect van waterplanten en slootonderhoud op de retentie te bepalen en anderzijds te kijken hoe de nutriëntenstatus en slootonderhoud bepalen welk type waterplanten er in een sloot voorkomen. In het kader van dit project wordt onder gecontroleerde omstandigheden in proefbakken de invloed van licht, watertemperatuur, zuurstoftoestand, nutriënttoestand en hoeveelheden en soorten waterplanten op de denitrificatiesnelheid onderzocht (zie Figuur 3-14). Voorlopige resultaten laten onder andere zien dat de denitrificatiesnelheden bij aanwezigheid van *Lemna* sp. (kroos) groter zijn dan die van *Elodea* sp. (waterpest) onder daglicht.



Figuur 3-14: Experimentele opstelling voor denitrificatiemetingen onder gecontroleerde omstandigheden in proefbakken (uit De Bruijne, 2008)

De leerstoelgroep AEW zal in 2009 in het kader van PLONS denitrificatiesnelheden gaan meten in de aangelegde proefsloten bij de Sinderhoeve te Renkum (NL). Deze metingen sluiten aan op eerder onderzoek in de Sinderhoeve vanaf half jaren '90 naar de relatie tussen nutriëntenbelasting en het voorkomen van kroos (*Lemna minor*) ten opzichte van waterpest (*Elodea nuttalli*) (Portielje et al., 1995, Arts et al., 2001). Bij een te grote belasting van met name P wordt een sloot na verloop van tijd kroosgedomineerd wat de ecologische kwaliteit niet ten goede komt omdat het kroos veel licht invangt en er onder het kroos vaak een zuurstofloos milieu ontstaat wat weinig aanleiding geeft tot zuurstofminnend leven (Arts et al., 2001).

Synchroon aan PLONS zal Alterra in 2009 in de Drentsche Aa, onder minder gecontroleerde omstandigheden dan de Sinderhoeve, de invloed van waterplanten op de zuiverende werking van het watersysteem meten.

3.9.2 Onderzoek naar fosforretentie

Het belangrijkste natuurlijke vastleggingsproces van fosfor is sedimentatie van organisch particulier P. Een deel van het vastgelegde materiaal wordt vervolgens begraven wat wordt beschouwd als verwijdering (Brenner et al., 2006). Een ander deel van het vastgelegde P kan door resuspensie weer in het oppervlaktewater komen (bijv. bij hoge stroomsnelheden). Met een sedimentval kun je de hoeveelheid sedimentatie meten. De resuspensie en daarmee de hoeveelheid definitief begraven P kun je niet meten met een sedimentval.

Een ander belangrijk proces dat de P retentie beïnvloedt is adsorptie. Dit is de binding van orthofosfaat aan ijzer-, aluminium- of calciumdeeltjes in het sediment. Adsorptie kan substantieel zijn onder zuurstofrijke condities en bij aanwezigheid van veel sorbens, zoals veel ijzerdeeltjes door ijzerrijke kwel. Zo start er in 2009 een onderzoek naar het toevoegen van ijzer op de bodem van laagveenplassen om de fosfaattoevoer vanuit de bodem naar het water te stoppen, door het toegenomen fosfaatbindend vermogen van de bodem. Dit is een KRW-innovatie project. Orthofosfaat kan onder anaerobe omstandigheden weer in oplossing komen (desorptie) waardoor sorptie gezien wordt als een mechanisme voor tijdelijke opslag.

Reddy et al. (1999) geven een overzicht van het onderzoek naar P retentie dat tot dan toe uitgevoerd is. Dit artikel beschrijft uitgevoerde laboratoriumproeven om de sorptiecapaciteit van verschillende soorten sediment te bepalen, alsmede laboratoriumproeven die de fosforinteractie tussen bodem en sediment onderzoeken. Uitgevoerde veldmetingen op lokale schaal richten zich met name op het meten van de fosfor input in relatie tot de fosfor output over kleine stroomgebiedjes (bijvoorbeeld Macrae et al., 2003), waarmee de P retentie door het opstellen van een massabalans wordt bepaald. Op deze manier kan de gemiddelde sedimentatiesnelheid worden geschat en gerelateerd worden aan stroomsnelheden of de hoeveelheid oeverbegroeiing. Veel van deze studies hebben betrekking op korte periodes waardoor het inschatten van de lange termijn P retentie lastig is gezien de grote temporele variabiliteit (Kronvang et al., 2004).

3.9.3 Retentieverhogende maatregelen

Aanleggen van helofytenfilters

Voorbeeld van een retentieverhogende maatregel is het omleiden van water via aangelegde zuiveringsmazen (Van der Bolt et al., 2008). Een grote concentratie aan waterplanten die het water zuiveren wordt ook wel een helofytenfilter genoemd. Op het landgoed Lankheet nabij Haaksbergen zijn rietvelden aangelegd om water uit de plaatselijke Buurserbeek te zuiveren (Mulder en Querner, 2008). Het water van de Buurserbeek wordt hiertoe deels omgeleid om een aantal rietvelden te doorstromen (zie Figuur 3-15). Deze rietvelden nemen voor hun groei N en P op uit het water wat vervolgens definitief wordt verwijderd door de rietvelden te maaien en het gemaaide riet af te voeren. Aangezien riet een snelgroeiend gewas is kan het aanleggen van deze rietvelden een effectieve manier zijn om het water te zuiveren. De zuiverende werking is onder andere afhankelijk van de hoeveelheid nutriënten in het aanvoerwater, de grootte van de rietvelden, de doorstroomtijd, de nutriëntentoestand van de bodem waarin de rietplanten wortelen en het moment van maaien. Onderzoek naar de kwantitatieve invloed van deze factoren op de retentie is nog gaande.

Wanneer helofytenfilters, in tegenstelling tot Lankheet, in de waterloop zelf worden aangelegd, is het niet altijd duidelijk of maaien in de waterloop (sloot) het gewenste rendement oplevert. Waterplanten in het algemeen, dus ook helofyten, dragen buiten nutriëntenopname ook anderszins bij aan de retentie van nutriënten. De retentiewinst die wordt behaald door de verwijdering van nutriënten in de gemaaide rietbiezen is mogelijk kleiner dan het retentieverlies als gevolg van minder sedimentatie door verminderde stromingsweerstand en verminderde denitrificatie door een kleinere verblijftijd en verstoring van denitrificerende biofilms.



Figuur 3-15: Rietvelden op landgoed Lankheet nabij Haaksbergen die aangelegd zijn om het water uit de Buurserbeek te zuiveren. Het rietveld op de voorgrond is net gemaaid.

Een bijkomend effect van helofytenfilters kan zijn dat de ermee gepaard gaande grote hoeveelheden afgestorven rietbiezen veel zuurstof consumeren waardoor zuurstofarme condities worden gecreëerd en gesorbeerd P weer in oplossing kan komen. Onderzoek hiernaar wordt gestart in het kader van het Innovatieprogramma KRW.

Bovengenoemde processen spelen ook een grote rol in ‘natuurlijke’ watersystemen, die gedomineerd worden door waterplanten (o.a. sloten). Door specifieke inrichting en beheer kan de nutriëntenretentie worden vergroot, bijvoorbeeld door tijdstip en wijze van maaien en de aanleg van overstromingszones.

Andere maatregelen

Maatregelen die worden genomen binnen de beleidsthema's 'Ruimte voor de Rivier' en 'Leven met Water' kunnen tevens een verhogend effect hebben op de retentie in het watersysteem. Voorbeelden hiervan zijn het extra vasthouden en bergen van water, bijvoorbeeld door het inrichten van overstromingsvlaktes, waardoor o.a. de hydraulische verblijftijd en dus de retentie toeneemt. Ook het in ere herstellen van oude meanders draagt bij aan een verhoogde retentie aangezien de stroomsnelheid afneemt en er meer water wordt geborgen. Meestal wordt er geen onderzoek gedaan naar de kwantitatieve invloed van deze ingrepen op de retentie.

Met het Kennis Informatie Systeem (KIS) kan de (kosten)effectiviteit van een KRW maatregelenpakket worden berekend (Van der Bolt & Van Os, 2006). Deze database beslaat maatregelen met betrekking tot de nutriëntenbronnen (bemesting), aanpassingen in het landsysteem en aanpassingen in het watersysteem.

Het 'Cost 869' project (www.cost869.alterra.nl) geeft tevens een overzicht van maatregelen om de oppervlaktewaterkwaliteit te verbeteren. Doel van dit project is om de nutriëntencondities in het oppervlakte- en grondwater te verbeteren.

4 Evaluatie van retentieonderzoek

In dit hoofdstuk worden de in het vorige hoofdstuk besproken retentiestudies met elkaar vergeleken op een aantal punten. De toepassingsschaal (tijd en ruimte) van de studies komt aan bod en de mogelijkheden om de gebruikte retentiemethodes toe te passen op meerdere schalen. De toepasbaarheid staat in relatie tot het type retentiemethode (bijv. procesmodel of empirische relaties) en de sturende factoren op de retentie, die gekoppeld zijn aan de invoergegevens. Speciale aandacht gaat uit naar de vraag of de retentiemethodes balansconservatief zijn, wat betekent dat een andere gebiedsindeling niet leidt tot andere resultaten (voor het totale gebied). Met het oog hierop wordt aandacht besteed aan schaalregels.

4.1 Retentiemethodes

Tabel 4-1 geeft een overzicht van de retentiestudies wat betreft de invoer, de retentiemethode en de uitvoer. Er worden grofweg drie retentiemethoden toegepast:

- Retentie als een fractie van de nutriëntenbelasting
- Retentie op grond van processnelheden
- Retentie op basis van een mechanistisch procesmodel

Tabel 4-1: *Vergelijking van retentiestudies op grond van de nutriëntenbelasting (invoer), uitvoer en retentiemethode*

Studie	Nutriëntenbelasting (invoer)	Retentieschatting	Uitvoer
EuroHarp	door gebruiker gedefinieerd	-opgelegde snelheden verwijderprocessen -opgelegde retentiefraction op nutriëntenbelasting (meren, rivieren) - mech. procesmodel (meren)	verwijderde vrachten gedurende stroomtraject
Nutriëntenbelasting Noordzee	-STONE (diffuse bronnen) -Emissieregistratie (puntbronnen) -buitenlandse input via grote rivieren.	opgelegde retentiefraction op nutriëntenbelasting per watertype, afhankelijk van openwateroppervlak en neerslag	vrachten bij uitstroompunt
Ex-ante KRW	-STONE (diffuse bronnen) -Emissieregistratie (puntbronnen) -buitenlandse input via beken	op basis van gebiedskenmerken. I.v.m. balansinconsistentie (par. 4.2.2) vooralsnog constante retentiefraction opgelegd aan nutriëntenbelasting	concentraties bij uitstroompunt, op basis van berekende afvoeren
Waterplanner	-STONE (diffuse bronnen) -Emissieregistratie (puntbronnen)	niet gerapporteerd	niet gerapporteerd
KRW-Verkenner	-STONE (diffuse bronnen) -Emissieregistratie (puntbronnen)	opgelegde retentiefraction op nutriëntenbelasting per watertype, afhankelijk van hydraulische verblijftijd, waterplanten en nalevering door sediment	concentraties bij uitstroompunt op basis van opgelegde afvoeren
Monitoring Stroomgebieden	-NL-CAT (diffuse bronnen) -Gegevens waterschappen (puntbronnen)	mechanistisch procesmodel	berekende concentraties bij uitstroompunt op basis van berekende afvoeren (hydraulisch model)

4.2 Toepassingsschaal in de ruimte en tijd

Deze paragraaf gaat in op de toepassingsschaal van de retentiestudies en de mogelijkheden om de gebruikte retentiemethodes toe te passen op meerdere schalen (ruimte en tijd). Een retentiemethode kan op meerdere schalen (in tijd en ruimte) worden toegepast voor zover:

- de toepassing binnen het schaalbereik ligt waarvoor de methode is afgeleid. Het schaalbereik is o.a. afhankelijk van het gebiedstype (bijv. vrij afwaterend zandgebied of polder) en de eenheden waarop de retentie in de methode wordt berekend (bijv. watertype).
- de toepassing niet leidt tot inconsistentie in de totale nutriëntenbalans; een andere gebiedsindeling of rekentijdstap mag niet leiden tot een andere totale retentie voor het gehele gebied (voor een bepaalde tijdsperiode). De methode moet 'balansconservatief' zijn.

Retentiemethodes zullen op beide punten moeten worden getoetst. Paragraaf 4.2.1 gaat in op het schaalbereik wat bepaald wordt door de sturende factoren op de retentie. Paragraaf 4.2.2 gaat in op het tweede punt dat in dit rapport balansconservatisme wordt genoemd. In paragraaf 4.2.3 worden de bevindingen gecombineerd om een uitspraak te doen over de toepasbaarheid van de retentiemethoden.

4.2.1 Schaalbereik

Het schaalbereik van een retentiemethode wordt sterk bepaald door de sturende factoren, die bepalen in hoeverre de retentiemethode natuurlijke retentievariaties in ruimte en tijd kan simuleren. Wordt de retentie bijvoorbeeld op een andere manier berekend voor een grote rivier dan voor een beek en is de retentiebepaling voor alle beken dezelfde, onafhankelijk van gebiedskenmerken of de periode van het jaar?

Toepassingsschaal van de studies

Tabel 4-2 laat zien op welke schaal de retentiemethodes in de studies zijn toegepast. De temporele schaal geeft aan welke tijdseenheid gebruikt is voor de retentieberekening. De berekende retentie op de ruimtelijke schaal van de studies (bijv. WB21 gebieden) is gebaseerd op de retentie in de ruimtelijke eenheden (bijv. watertypen) waarmee de studie werkt.

In de meeste studies verschilt de retentieberekening per watertype (zie Tabel 4-2). In de 'Ex-ante KRW' studie wordt bijvoorbeeld onderscheid gemaakt tussen twee watertypen: ontwateringssystemen (sloten en greppels) en afwateringssystemen (beken en grotere hoofdwaterlopen). In de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee', in EuroHarp en in de 'KRW-Verkenner' worden meer watertypen onderscheiden, zoals meren en grote rivieren. Het fijnste ruimtelijke niveau van de studies is het berekenen van de retentie in kleine delen (10 tot 1000 meter) van waterlopen. Dit gebeurt in 'Monitoring Stroomgebieden'.

Ook wat betreft de temporele schaal zijn er grote verschillen. In EuroHarp en de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee' is gewerkt met jaargemiddelde retenties, terwijl in 'Monitoring Stroomgebieden' de retentie op dagbasis wordt berekend. De 'Ex-ante KRW' studie en de 'KRW-Verkenner' gaan uit van een gemiddelde retentiefraction gedurende het zomerhalfjaar, met het oog op de KRW.

Tabel 4-2: Ruimtelijke en temporele schaal waarop de studies opereren. De ruimtelijke eenheid geeft de eenheden waarop de retentie berekend wordt.

Studie	Temporele schaal	Ruimtelijke schaal	Ruimtelijke eenheid
EuroHarp	jaar (Tier 5 opereert op maandbasis)	17 Europese stroomgebieden (500 – 15.000 km ²)	watertype (grote rivieren, beken, meren/reservoirs, wetlands)
Nutriëntbelasting Noordzee	jaar	WB21 gebieden (400 – 4500 km ²)	watertype (waterlopen (<3m breedte), waterlopen (3 tot 6m breedte), waterlopen (> 6m breedte), ondiepe meren, grote rivieren)
Ex-ante KRW	zomerhalfjaar	119 Nederlandse deelstroomgebieden (30 – 800 km ²)	watertype (ontwatering (sloten en greppels) en afwatering (beken en andere hoofdwaterlopen))
Waterplanner	niet gerapporteerd	regionale tot landelijke stroomgebieden	niet gerapporteerd
KRW-Verkenner	zomerhalfjaar & winterhalfjaar	regionale stroomgebieden tot KRW gebieden (tot 8000 km ²)	watertype (beken, ondiepe meren, grote rivieren)
Monitoring Stroomgeb.	dag	4 Nederlandse stroomgebieden (75 – 300 km ²)	waterloopsectie (10 – 1000 m)

Sturende factoren op de retentie

Voor een ruimtelijke eenheid (bijv. een sloot) wordt de retentie berekend op basis van kenmerken zoals bijvoorbeeld de hydraulische verblijftijd (zie Tabel 4-3). Het is belangrijk om onderscheid te maken tussen het effect van deze sturende factoren op de relatieve en op de absolute retentie.

In de meeste studies hebben de sturende factoren betrekking op de relatieve retentie (zuiverende werking) van de ruimtelijke eenheid. In de huidige methodiek van de 'Ex-ante KRW' studie zijn er geen factoren die de zuiverende werking van een watertype beïnvloeden: de ontwaterings- en afwateringssystemen hebben altijd dezelfde zuiverende werking, ongeacht de gebiedskenmerken. Bij EuroHarp hebben de kleine waterlopen en wetlands tevens een constante zuiverende werking tenzij er informatie over de hydraulische verblijftijden wordt ingebracht.

De sturende factoren beïnvloeden het schaalbereik (in ruimte en tijd) van de retentiemethode. Het niet rekening houden met de watertemperatuur bemoeilijkt bijvoorbeeld het simuleren van seizoensdynamiek in de retentie. Voor het bepalen van de retentie in kleinere waterlopen is het meenemen van de invloed van waterplanten essentieel. Op grotere ruimtelijke schaal middelen verschillen op kleine schaal deels uit waardoor factoren die retentievariaties op kleine schaal veroorzaken minder essentieel zijn.

Het verschilt per retentiemethode hoe de retentie eigenschappen van de ruimtelijke eenheden worden doorvertaald naar de ruimtelijke schaal van de studie (bijv. WB21-gebieden). Bij het gebruik van de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' kan per watertype de absolute retentie worden berekend om vervolgens gesommeerd te worden tot de totale absolute retentie op de ruimtelijke schaal van de studie. In de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee' wordt het retentiegedrag van de watertypes in combinatie met hun voorkomen gebruikt om de relatieve retentie af te leiden voor een WB21-gebied (ruimtelijke schaal).

Tabel 4-3: Sturende factoren op de retentie per studie. Factoren met X beïnvloeden alleen absolute retentie, factoren met x beïnvloeden tevens de relatieve retentie (zuiverend vermogen).

		sturende factoren op retentie					
		nutriënten- belasting	hydraul. verblijftijd	openwater oppervlak	watertem- peratuur	sedi- ment	water- planten
EuroHarp (meren, grote rivieren)	*	X	x				
Nutriëntenbelasting Noordzee	*	X	x	x			
Ex-ante KRW	*	X					
KRW-Verkenner	*	X	x			x	x
EuroHarp (kleine waterlopen, wetlands)	\$		x	X			
EuroHarp (meren)	#	x	x		x	x	
Monitoring	#	x	x		x	x	x
Stroomgebieden							

* retentie berekend als een fractie van de nutriëntenbelasting

\$ retentie berekend op grond van processnelheden

retentie berekend op basis van een procesmodel

De nutriëntenbelasting wordt in deze sectie extra belicht vanwege de grote invloed op de absolute retentie. In bijna alle Nederlandse studies is de nutriëntenbelasting berekend met STONE (diffuse belasting) en de Emissieregistratie (puntbronnen) (zie Tabel 4-1). STONE berekent op 10-daagse basis de uitspoeling van nutriënten vanuit het landsysteem op grond van een aantal kenmerken, zoals landgebruik, bodemtype en hydrologie. De ruimtelijke resolutie van STONE is 250 meter. De emissieregistratie (www.emissieregistratie.nl) geeft jaargemiddelde waarden voor de atmosferische depositie en voor puntbronnen op de WIS eenheden (zie sectie 3.3). In 'Monitoring Stroomgebieden' is de nutriëntenbelasting op dagbasis berekend met NL-CAT (diffuse bronnen) aangevuld met gedetailleerde puntbrongegevens van de Waterschappen. In de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' moet de gebruiker zelf de nutriëntenbelasting opgeven.

De berekende nutriëntenbelasting is geaggregeerd naar de ruimtelijke en temporele schaal van de studies (zie Tabel 4-2). In de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee' is de nutriëntenbelasting bijvoorbeeld geaggregeerd naar jaartotalen per WB21 gebied.

De manier waarop de nutriëntenbelasting de berekende retentie beïnvloedt is afhankelijk van de retentiemethode. In de studies waarin de retentie berekend wordt als een fractie van de nutriëntenbelasting heeft de nutriëntenbelasting grote invloed op de absolute retentie, maar geen effect op de relatieve retentie (retentiefraction). Eventuele fouten in de opgelegde nutriëntenbelasting werken direct door op de berekende absolute retentie.

De processnelheden in EuroHarp, waarmee de retentie in kleine waterlopen en wetlands wordt berekend, zijn onafhankelijk van de nutriëntenbelasting. Zo kan het voorkomen dat in een laagbelast systeem de berekende absolute retentie groter is dan de nutriëntenbelasting.

In de procesmodellen beïnvloedt de nutriëntenbelasting de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, die de retentieprocessen in het water aansturen. Toename van de nutriëntenbelasting leidt in het algemeen tot een grotere absolute retentie. Het effect van de nutriëntenbelasting op de relatieve retentie is (vooraf) moeilijk in te schatten, gezien de complexe wisselwerking tussen de processen.

Afwenteling

Een belangrijk aspect van een retentiemethode is afwenteling, wat betekent dat deelstroomgebieden nutriënten aan elkaar doorgeven via de hoofdwaterlopen. Niet elke retentiemethode houdt rekening met afwenteling. Tabel 4-4 geeft een overzicht.

Tabel 4-4: Afwenteling in retentiestudies

Studie	Retentiemethode	Afwenteling
EuroHarp (kleine waterlopen, wetlands)	processnelheden	nee
Euroharp (meren)	procesmodel	nee
EuroHarp (meren, grote rivieren)	fractie van nutriëntenbelasting	nee
Nutriëntenbelasting Noordzee	fractie van nutriëntenbelasting	ja
Ex-ante KRW	fractie van nutriëntenbelasting	nee*
KRW-Verkenner	fractie van nutriëntenbelasting	ja
Monitoring Stroomgebieden	procesmodel	ja

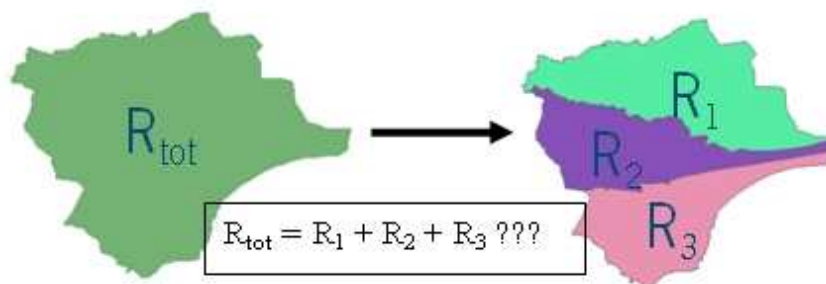
* in huidige vorm wordt afwenteling nog niet meegenomen

4.2.2 Balansconservatisme

Idealiter mogen de totale resultaten van een retentiemethode niet afhangen van de gekozen gebiedsindeling: de water- en stoffenbalansen en de totale retentie voor een gebied moeten gelijk blijven ongeacht de indeling in deelgebieden. Dit aspect wordt in dit rapport balansconservatisme genoemd.

Figuur 4-1 illustreert de voorwaarde van balansconservatisme: wanneer de gebiedsindeling wordt veranderd (in dit geval wordt een gebied opgedeeld in 3 deelgebieden) moet de totale absolute retentie gelijk blijven omdat de totale instroom uit bronnen gelijk blijft, de gebiedseigenschappen niet veranderen, en de uitstroom gelijk blijft.

Balansconservatisme beslaat tevens de tijdschaal. Zo mag idealiter bijvoorbeeld de berekende jaarlijkse retentie in een gebied niet afhangen van het aantal rekenperiodes waarin het jaar wordt opgedeeld. De vraag is of de in dit rapport besproken retentiemethodieken voldoen aan de eis van balansconservatisme in zowel ruimte als tijd.



Figuur 4-1: Een retentiemethode is balansconservatief wanneer het opdelen van een stroomgebied in deelstroomgebieden leidt tot dezelfde cumulatieve absolute retentie.

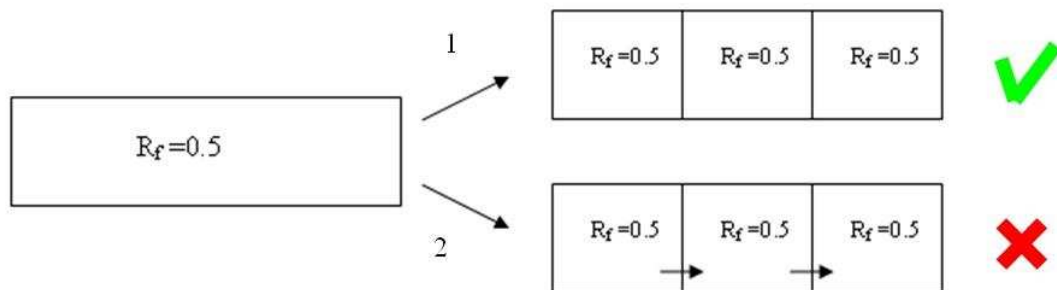
Retentie als een fractie van de nutriëntenbelasting

Wanneer de retentie wordt berekend als een fractie van de nutriëntenbelasting hangt het balansconservatisme af van twee factoren:

- Houdt de methode rekening met afwenteling
- Heeft de gebruikte retentiefraction een vaste waarde of is deze afhankelijk van gebiedskenmerken die in de ruimte variëren

Figuur 4-2 illustreert het effect van wel of niet meenemen van afwenteling bij het gebruik van een vaste waarde voor de retentiefraction; in dit geval wordt 50% van de inkomende nutriëntenbelasting vastgelegd.

Wanneer er geen sprake is van afwenteling zorgt het opdelen van het stroomgebied niet voor een andere cumulatieve absolute retentie. Elke kilogram nutriëntenbelasting wordt namelijk met hetzelfde vaste percentage (in het voorbeeld 50%) gereduceerd, waarbij het niet uitmaakt of het stroomgebied is opgedeeld of niet. Vanwege de vereiste consistentie in nutriëntenbalansen bij verschillende gebiedsindelingen is uiteindelijk deze methodiek gebuikt in de ‘Ex-ante KRW’ studie.



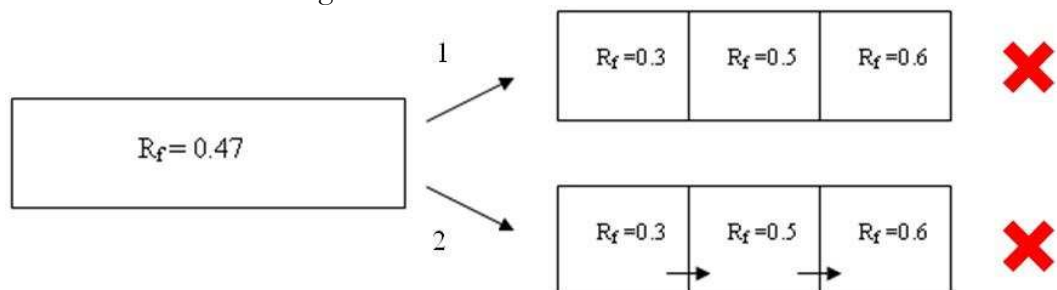
Figuur 4-2: Opdeling van een stroomgebied met een vaste retentiefraction R_f . Deze methode is niet balansconservatief wanneer er geen sprake is van afwenteling (1) en balansconservatief als er wel afwenteling is (2).

Wanneer er wel afwenteling is zal de nutriëntenbelasting op het bovenstroomse deelgebied meer retentie ondervinden dan de belasting op het meest benedenstroomse deelgebied. De bovenstroomse toegediende nutriëntenbelasting doorstroomt meerdere deelgebieden waardoor er meerdere malen retentie op aangrijpt. Dit leidt tot een andere cumulatieve absolute retentie dan wanneer het stroomgebied niet is opgedeeld en dus is deze methode niet balansconservatief.

Figuur 4-3 illustreert de eis van balansconservatisme wanneer de retentiefraction afhankelijk is van gebiedskenmerken (die variëren in ruimte) en derhalve verschilt per deelgebied. De opdeling leidt tot een andere cumulatieve absolute retentie doordat zowel de retentiefraction als de nutriëntenbelasting een andere waarde hebben per deelgebied. Dat maakt deze methode niet balansconservatief.

In de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee' is de retentiefraction afhankelijk van het voorkomen van verschillende watertypes en hun oppervlakteaandeel. Deze methode kan alleen ook op kleinere deelgebieden worden toegepast in het speciale geval dat de nutriëntenbelasting evenredig is met het totale openwateroppervlak per watertype per deelstroomgebied. Alleen dan is deze aanpak balansconservatief. Door verschillen in het landgebruik en de aanwezigheid van steden en industrie zijn er in werkelijkheid grote variaties in de nutriëntenbelasting per eenheid openwateroppervlak per watertype.

Wanneer er in het geval van variabele retentiefractionen sprake is van afwenteling, zoals bij de KRW-Verkenner en de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee', zorgt de afwenteling voor een extra bron van balansinconsistentie omdat er meerdere malen retentie aangrijpt op een bovenstroomse nutriëntenbelasting. Daarom zijn deze methodes alleen toepasbaar voor het gebied en de gebiedsschaal (indeling) waarvoor de retentie is afgeleid.



Figuur 4-3: Opdeling van een stroomgebied met een variabele retentiefraction, afhankelijk van gebiedskenmerken. Deze methode is in beide gevallen niet balansconservatief, zowel zonder (1) als met (2) afwenteling.

Retentie op grond van processnelheden

Wanneer de absolute retentie wordt berekend met constante verwijdersnelheden van N en P per eenheid openwateroppervlak maakt het voor de berekening van de totale retentie niet uit welke gebiedsindeling wordt gebruikt; het totale openwateroppervlak blijft immers gelijk. Deze balansconservatieve methodiek is toegepast in de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool'. Bij de introductie van verschillende verwijdersnelheden op grond van de hydraulische verblijftijd is de retentieberekening niet balansconservatief aangezien de (som van de) verblijftijden in de deelstroomgebieden niet gelijk zullen zijn aan de gemiddelde verblijftijd voor het gehele stroomgebied.

Retentie op grond van een mechanistisch procesmodel

Het balansconservatisme bij de 'retentie als fractie van de nutriëntenbelasting' en de 'retentie op grond van processnelheden' hangt samen met veranderingen in de geaggregeerde retentiesturende gebiedskenmerken (inclusief stroompaden/afwenteling) per deelgebied bij veranderen van de gebiedsindeling. Procesmodellen toegepast op stroomgebieden zijn meestal opgebouwd uit de kleinste redelijkerwijs te onderscheiden eenheden (waterloopsecties), die via stromingsrelaties afwentelen op elkaar. De resultaten van het procesmodel voor deze kleinste eenheden kunnen consistent worden opgeschaald naar verschillende gebiedsindelingen binnen een stroomgebied, zolang de gebiedsindeling overeenkomt met afwateringsgebieden.

Tijdschaal

Tot nu toe zijn we ingegaan op balansconservatisme met betrekking tot de ruimtelijke schaal. Wat betreft de tijdschaal gelden dezelfde principes. Wanneer de relatieve retentie wordt beïnvloed door gebiedskenmerken die variëren in de tijd is de methode niet balansconservatief. Opdeling van een rekenperiode in meerdere tijdstappen leidt namelijk tot een andere cumulatieve absolute retentie doordat zowel de retentiefractie als de nutriëntenbelasting variëren per tijdstap.

In de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' wordt de retentiefractie voor meren en grote rivieren berekend met gebiedskenmerken die variëren in de tijd. De retentiefracties in de studie naar de 'Nutriëntenbelasting Noordzee' en de 'KRW verkenner' zijn tevens afhankelijk van sturende factoren die variëren in de tijd, zoals de hydraulische verblijftijd. Dit maakt deze studies niet balansconservatief wat betreft de tijdschaal.

In de 'Ex-ante KRW' studie wordt in de huidige versie gewerkt met constante retentiefracties onafhankelijk van de tijd. Ook de processnelheden in de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' (kleine waterlopen, wetlands) zijn onafhankelijk van de tijd. Dit maakt deze methodes balansconservatief wat betreft de tijdschaal.

De procesmodellen, waarbij de retentie wordt berekend met tijdsafhankelijke kenmerken, zijn toch balansconservatief. Ervan uitgaande dat ze opereren op de tijdschaal waarop de processen opereren, kunnen de modelresultaten consistent worden opgeschaald naar grotere tijdsperiodes.

Balansconservatisme van de retentiemethodes

Samenvattend is een retentiemethode balansconservatief wanneer:

- de sturende factoren op de retentie niet veranderen in de ruimte en tijd en er geen sprake is van afwenteling tussen de deelsystemen (eenvoudige methodes)

òf

- de retentie op de redelijkerwijs kleinste ruimtelijke en temporele eenheden wordt berekend en de resultaten consistent opgeschaald worden in ruimte en tijd (complexe methodes met afwenteling; procesmodellen)

Tabel 4-5 laat zien welke besproken retentiemethodes balansconservatief zijn in ruimte en tijd.

Tabel 4-5: Beoordeling van de retentiemethodes in de studies op het balansconservatisme in ruimte en tijd.

Studie	Retentiemethode	Balansconservatief	
		Ruimte	Tijd
EuroHarp (kleine waterlopen, wetlands)	processnelheden	ja*	ja*
Euroharp (meren)	procesmodel	ja#	ja#
EuroHarp (meren, grote rivieren)	fractie van nutriëntenbelasting	nee	nee
Nutriëntenbelasting Noordzee	fractie van nutriëntenbelasting	nee	nee
Ex-ante KRW	fractie van nutriëntenbelasting	ja	ja
KRW-Verkenner	fractie van nutriëntenbelasting	nee	nee
Monitoring Stroomgebieden	procesmodel	ja#	ja#

* mits de processnelheden niet worden beïnvloed door de hydraulische verblijftijd

er van uitgaande dat de gebruikte ruimtelijke en temporele eenheden klein genoeg zijn voor het gedetailleerd berekenen van de retentie

4.2.3 Resumé

Samengevat zijn alleen de meest simpele methodes, zoals het veronderstellen van een constante retentiefractie per watertype ('Ex-ante KRW' studie) en het opleggen van constante verwijdersnelheden per eenheid openwateroppervlak ('EuroHarp (kleine waterlopen en wetlands)'), en de meest complexe methodes (procesmodellen) balansconservatief.

Wanneer een methode balansconservatief is betekent dit niet automatisch dat de methode op alle schalen kan worden toegepast. De nutriëntenbalans mag dan consistent zijn, voor de betrouwbaarheid van de uitkomsten is het belangrijk dat de methode is toegepast binnen zijn geoorloofde ruimtelijke en temporele schaalbereik en dat de ruimtelijke en temporele variabiliteit van de parameters de werkelijkheid voldoende benaderd.

De balansconservatieve methode gebruikt in de 'Ex-ante KRW' studie houdt bijvoorbeeld geen rekening met natuurlijke variaties van de relatieve retentie in plaats en tijd (zie paragraaf 4.2.1). De methode gaat er van uit dat een watertype een constant zuiverend vermogen heeft, ongeacht de gebiedskenmerken. Deze redenering gaat deels op voor de cumulatieve retentiefractie behorende bij een groot

gebied. Verschillen op kleine schaal middelen uit op deze schaal en de cumulatieve retentiefractione vlakt uit op grote ruimtelijke schaal. Deze methode is niet geschikt om toe te passen op kleine schaal waar de cumulatieve retentiefractione kleiner is en veel dynamischer.

De toepasbaarheid van de balansconservatieve methode in de 'EuroHarp-Nutret Retention Calculation Tool' (kleine waterlopen, wetlands) is twijfelachtig. Elke m² openwateroppervlak heeft een constante jaarlijkse absolute retentie. Er is dus geen variatie binnen een watertype. De berekende absolute retentie is onafhankelijk van de nutriëntenbelasting. In een laagbelast systeem kan de berekende retentie bijvoorbeeld hoger zijn dan de nutriëntenbelasting.

Een aantal besproken studies zijn niet balansconservatief omdat de gebruikte sturende factoren variabel zijn in de ruimte en tijd. Dit betekent dat de gebruikte (empirische) retentierelaties alleen toepasbaar zijn op de ruimte- en tijdschaal waarvoor ze afgeleid zijn. Wat betreft de betrouwbaarheid van de uitkomsten van deze studies is het dus belangrijk dat de retentierelaties ook daadwerkelijk toegepast worden op de schaal waarop ze afgeleid zijn. Ook mogen ze alleen toegepast worden op gebieden met dezelfde kenmerken als het gebied waarvoor de relaties zijn afgeleid.

Een (empirische) retentierelatie kan binnen bepaalde schaalgrenzen betrouwbaar worden toegepast (op het gebiedstype waarvoor de relatie is afgeleid). Voor relaties die afgeleid zijn op grote tijd- en ruimteschaal zijn deze schaalgrenzen wat ruimer aangezien het retentiegedrag op grote schaal minder dynamisch is dan op kleine schaal, vanwege het feit dat verschillen op kleine schaal deels uitmiddelen op grote schaal. Daarbij neemt de groei in de cumulatieve retentiefractione af met toenemende ruimtelijke schaal (zie Figuur 2-3).

Afwenteling

Speciale aandacht gaat uit naar afwenteling. Afwenteling tussen de deelstroomgebieden vindt plaats via de grotere waterlopen. De retentiefractione (zuiverend vermogen) van de hoofdwateloop in het deelstroomgebied is afhankelijk van kenmerken zoals de lengte (verblijftijd) en de plaatsing (bovenstrooms of benedenstrooms). De retentiefractione verandert zodra deze kenmerken veranderen door een andere gebieds- of tijdsindeling. Daarom mag een constante retentiefractione alleen toegepast worden op hoofdwateloopen met dezelfde kenmerken (lengte en plaatsing/afvoerdynamiek) als waarvoor de fractione is afgeleid. Zo niet dan leidt dit tot minder betrouwbare retentieschattingen.

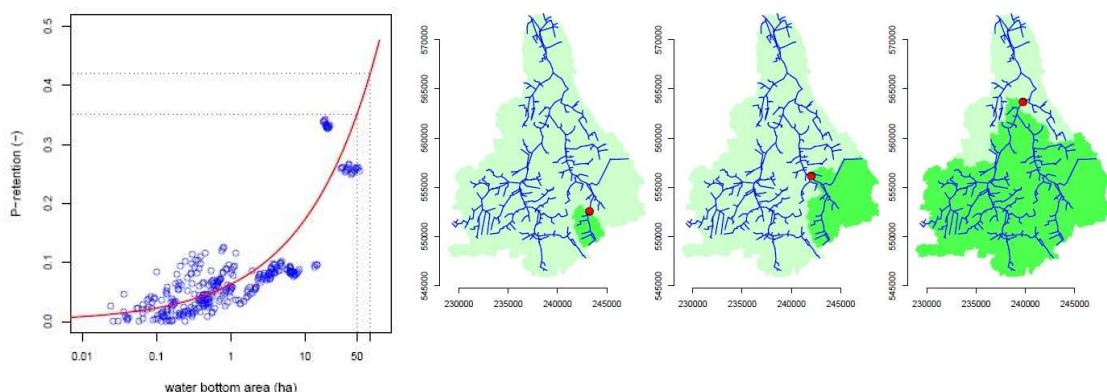
4.3 Schaalregels

In paragraaf 4.2 is uitgelegd aan welke voorwaarden een methode moet voldoen om op meerdere schaalniveaus toepasbaar te zijn. Hieruit blijkt dat alleen de meest simpele en de meest complexe methodes consistent op meerdere schalen kunnen worden toegepast. De simpele methodes hebben echter sterke beperkingen door hun opzet waardoor hun schaalbereik en de betrouwbaarheid van retentieresultaten op andere schalen beperkt is (zie sectie 4.2.3).

Alleen de meest complexe methodes (procesmodellen) zijn dus bruikbaar om de retentie op verschillende schaalniveaus te berekenen. Het gebruik van een procesmodel is echter data- en tijdsintensief. Met de procesmodellen kunnen wel (empirische) retentierelaties worden afgeleid, die snel toepasbaar zijn, ook in gebieden waarvoor weinig data beschikbaar is. Een voorbeeld is het metamodel voor N en P retentie, dat is afgeleid van berekeningen met het procesmodel AquaVenus (de Klein, 2008a).

De afgeleide retentierelaties zijn echter alleen toepasbaar op de schaal en het gebiedstype waarvoor ze binnen het procesmodel zijn afgeleid. Daarom zou met procesmodellen een range aan retentierelaties voor verschillende schalen (in tijd en ruimte) en gebiedstypen moeten worden afgeleid.

In het 'Cascade Project' (Smit et al., 2008) worden daarom op meerdere ruimte- en tijdschalen (empirische) retentierelaties bepaald. Dit gebeurt met het procesmodel NUSWALITE, onderdeel van het NL-CAT modelinstrumentarium (zie paragraaf 3.6). De afgeleide verbanden zijn daardoor op meerdere schalen toepasbaar. De vier stroomgebieden van 'Monitoring Stroomgebieden' worden onderzocht met als doel representatieve relaties voor verschillende typen stroomgebieden af te leiden. Op verschillende temporele en ruimtelijke schalen wordt de invloed van bijvoorbeeld de waterlopenstructuur, de hydraulische verblijftijd, het landgebruik, het openwateroppervlak en het watervolume bepaald. Deze sturende factoren zijn direct of indirect gerelateerd aan karteerbare kenmerken. In Figuur 4-4 is een voorlopig resultaat te zien: het verband tussen de jaarlijkse relatieve P retentie en het openwateroppervlak, dat in relatie staat tot de ruimtelijke schaal.



Figuur 4-4: Relatie tussen jaarlijkse retentiefraction van P en het openwateroppervlak voor de Drentsche Aa (linker figuur), uit Smit et al., 2008. De rode lijn geeft een fit die kan worden gekoppeld aan een empirische relatie. De rechter figuur geeft weer hoe verschillende ruimtelijke schalen onderzocht en kunnen worden geaggregeerd.

5 Conclusies en aanbevelingen

Het vermogen van een watersysteem om nutriënten te verwijderen of vast te leggen is moeilijk meetbaar als gevolg van sterke variaties van de retentieprocessen en de nutriëntenbelasting in plaats en tijd. Dit bemoeilijkt het direct meten van verwijderen en opslagprocessen in het oppervlaktewater en het bepalen van de retentie als afgeleide van gemeten inkomende en uitgaande nutriëntvrachten.

Dit rapport geeft een ‘State of the art’ beeld van de manier waarop retentie op verschillende schalen wordt geschat. In Europese toepassingen zijn de retentiemethodes uit het EuroHarp project veelgebruikt. Naast EuroHarp zijn in dit rapport een aantal recente Nederlandse waterkwaliteitstudies besproken die opereren op de schaal van kleine stroomgebieden tot landelijke schaal. Er is gekeken op welke manieren de retentie wordt berekend in de verschillende studies en wat de voordelen en beperkingen van de retentiemethodes zijn. Speciale aandacht is gegeven aan de vraag of een schattingsmethode op meerdere ruimtelijke en temporele schalen kan worden toegepast. Als dit niet zo is legt het beperkingen op aan het gebruik van de methode.

De belangrijkste conclusies op een rij:

- Kleine waterlopen zijn in hoge mate sturend voor de totale nutriëntenretentie op grote schaal. Dit geldt in het bijzonder voor een land als Nederland dat gekenmerkt wordt door zeer dichte netwerken van kleine wateren. De nutriëntenbelasting vindt, met uitzondering van de puntlozingen op de hoofdwaterlopen, voor het grootste deel plaats op deze delen van het watersysteem. Door de relatief hoge verblijftijd van het water en de hogere concentraties van waterplanten wordt een belangrijk deel van deze belasting vastgelegd en verwijderd in de kleine wateren. Het op een goede manier schatten en voorspellen van de totale retentie op grote schaal vereist dus goede kennis over de retentie in de kleine systemen.
- Retentie vertoont een seizoensfluctuatie, die sterker lijkt te zijn voor stikstof dan voor fosfor. Veel retentiemethoden houden geen rekening met retentievariaties door het jaar heen (bijv. EuroHarp en de studie naar de ‘Nutriëntenbelasting Noordzee’) wat ze minder geschikt maakt voor toepassingen in het KRW-onderzoek waar de zomerhalfjaarwaarden maatgevend zijn of voor toepassingen op andere tijdsperiodes kleiner dan een jaar.

- Een retentiemethode kan op meerdere schalen (in tijd en ruimte) worden toegepast voor zover:
 - de toepassing binnen het schaalbereik ligt waarvoor de methode is afgeleid. Het schaalbereik is o.a. afhankelijk van het gebiedstype (bijv. vrij afwaterend zandgebied of polder) en de eenheden waarop de retentie in de methode wordt berekend (bijv. watertype).
 - de toepassing niet leidt tot inconsistentie in de totale nutriëntenbalans (zie volgende punt)
- De meeste retentiemethodes zijn niet balansconservatief. Een methode is balansconservatief als een andere ruimtelijke of tijdsindeling niet leidt tot een andere totale retentie/nutriëntenbalans. Hier wordt aan voldaan wanneer:
 - de sturende factoren op de retentie niet veranderen in de ruimte en tijd en er geen sprake is van afwenteling tussen de deelsystemen (eenvoudige methodes)
 of
 - de retentie op de redelijkerwijs kleinste ruimtelijke en temporele eenheden wordt berekend en de resultaten consistent opgeschaald worden in ruimte en tijd (complexe methodes met afwenteling; procesmodellen)
- Alleen de meest simpele en de meest complexe methodes zijn balansconservatief. De meest simpele methodes zijn door hun beperkte schaalbereik niet op alle schalen toepasbaar. Het schaalbereik van de procesmodellen is in het algemeen groter en afhankelijk van de procesformulering.
- Empirische relaties met sturende factoren die variëren in de tijd en ruimte zijn niet balansconservatief, waardoor ze alleen toepasbaar zijn op de schaal (inclusief gebiedstype) waarvoor ze zijn afgeleid. Als dit niet gebeurt zijn de berekende retenties in de betreffende studie minder betrouwbaar. Daarbij leidt het ontbreken van belangrijke sturende factoren in de formulering tot een beperkte betrouwbaarheid en voorspellende waarde van de methode.
- Van de onderzochte studies zijn de methoden in ‘Euroharp (meren, grote rivieren)’, ‘Nutriëntenbelasting Noordzee’ en ‘KRW-Verkenner’ niet balansconservatief. De retentiemethoden gebruikt in ‘EuroHarp (kleine waterlopen, wetlands)’, ‘Ex-ante KRW’ en in ‘Monitoring Stroomgebieden’ zijn daarentegen wel balansconservatief.
- Concluderend zijn procesmodellen het meest perspectiefrijk om de retentie te berekenen. Ze hebben vaak een groot schaalbereik, zijn balansconservatief en zijn geschikt om voorspellingen te doen onder veranderde omstandigheden, mits de procesformulering de werkelijkheid voldoende goed beschrijft. Andere methoden zoals empirische relaties hebben deze eigenschappen vaak niet. Ze zijn daarentegen wel data-extensiever en sneller toepasbaar dan procesmodellen.

Aanbevelingen:

- Het is belangrijk om retentiemetingen op veldschaal voort te zetten. Kennis over de retentiesturende processen op kleine schaal is namelijk essentieel en kan gebruikt worden om de procesformulering van procesmodellen of de rekenregels van andere retentiemethodes te verbeteren. Het meten van stikstofretentie op basis van het natuurlijke voorkomen van het ^{15}N isotoop, naast het onderzoek met ^{15}N additie, lijkt veelbelovend en zou in Nederland getest kunnen worden.
- Het is belangrijk om retentieonderzoek te doen aan inrichtingsmaatregelen die genomen zijn ten behoeve van waterbeheersing, waterkwaliteit of natuurontwikkeling. Dit gebeurt nu zelden. Zo kan gekwantificeerd worden of en op welke wijze deze maatregelen bijdragen aan het zelfreinigend vermogen en welke veranderde sturende factoren hiervoor verantwoordelijk zijn. Dit soort analyses zijn belangrijk voor het verkrijgen van meer essentiële systeemkennis. Tevens krijgt men met behulp van deze informatie beter inzicht in de (kosten)effectiviteit van maatregelen.
- Uit de manier waarop met retentieschattingen wordt omgegaan kan een behoefte aan minimaal twee methoden worden afgeleid: een eenvoudige methode die snel is toe te passen in regionale en landelijke studies en een methode die gericht is op het verwerven van inzicht en die beter rekening houdt met de sturende factoren. De twee methoden dienen consistent met elkaar te zijn en de samenhang tussen de methoden dient bewaakt te worden.
- Bovenstaande aanbeveling kan gerealiseerd worden door procesmodellen, met daarin de belangrijkste sturende processen, te gebruiken voor het verwerven van inzicht. Met de procesmodellen kunnen voor verschillende gebiedstypes op verschillende schaalniveaus (in ruimte en tijd) retentierelaties worden afgeleid die snel zijn toe te passen in regionale en landelijke studies.
- In retentiestudies moet duidelijk worden aangegeven hoe onzekerheden in de sturende factoren (bijv. de nutriëntenbelasting) de retentieschatting beïnvloeden en tot welke bandbreedte dit leidt om zo de resultaten op een goede manier te kunnen interpreteren. Anderzijds dient duidelijk te worden aangegeven binnen welke randvoorwaarden (ruimtelijke en temporele schaal en gebiedstype) de retentiestudies toepasbaar en betrouwbaar zijn.

Literatuur

Aalderink R.H., N.J. Klaver and R. Noorman, 1995. DUFLOW V 2.0: Micro-computer package for the simulation of 1-dimensional flow and water quality in a network of open water courses. Modelling water quality and flow in river Vecht using DUFLOW. In: Water Quality Modeling, Proceedings of the International Conference on Water Quality Modeling, Heatwole C. (ed.), ASAE, Orlando, FL, USA, pp. 416-426.

Alexander R. B., Smith R. A. & Schwarz G. E., 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403, 758-761.

Arts, G.H.P., Tj.H. van de Hoek, J.A. Schot, J.A. Sinkeldam en P.F.M. Verdonshot, 2001. Biotic responses to eutrophication and recovery in outdoor experimental ditches. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* Vol. 27: pp. 1-5.

Bakel, P.J.T. van, Massop, H.T.L., Kroes, J.G., Hoogewoud, J., Pastoors, M.J.H., Kroon, T., 2007. Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3: aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, rapport 57, ISSN 1871-028X, Wageningen.

Behrendt H. & Opitz D., 1999. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia*, vol. 410, pp. 111-122.

Bolt, F.J.E. van der, H. van den Bosch, Th.C.M. Brock, P.J.G.J. Hellegers, C. Kwakernaak, T.P. Leenders, O.F. Schoumans, P.F.M. Verdonshot, 2003. *AQUAREIN; Gevolgen van de Europese Kaderrichtlijn Water voor landbouw, natuur, recreatie en visserij*. Alterra rapport 835, Wageningen.

Bolt, F.J.E. van der, E.A. van Os, 2006. KIS maatregelen in het landelijke gebied. In: Leenders & Kwakernaak; 20 puzzelstukjes voor de KRW, Wageningen, Alterra rapport 1403.

Bolt, F.J.E. van der, E.M.P.M. van Boekel, O.A. Clevering, W. van Dijk, I.E. Hoving, R.A.L. Kselik, J.J.M. de Klein, T.P. Leenders, V.G.M. Linderhof, H.T.L. Massop, H. M. Mulder et al., 2008. Ex-ante evaluatie landbouw en KRW. Effect van voorgenomen en potentieel aanvullende maatregelen op de oppervlaktewaterkwaliteit voor nutriënten. Alterra rapport 1687, Wageningen.

Brenner, M. D.A. Hodell, J. H. Curtis, W.F. Kenney, B. Gu, J.M. Newman, and B.W. Leyden. 2006. Mechanisms for organic matter and phosphorus burial in sediments of a shallow, subtropical, macrophyte-dominated lake. *Journal of Paleolimnology*, Vol 35, pp 129-148.

Bruijne, W. de, 2008. Denitrification in Lemna sp. and Elodea sp. dominated mesocosms and Dutch ditches. Thesis, leerstoelgroep Aquatic Ecology and Water Quality Management, Wageningen Universiteit.

CIW, 1998. Leidraad begrenzing watersystemen. Rapport Commissie Integraal Waterbeheer, werkgroep 7.

Dhondt, K., P. Boeckx, O. Van Cleemput and G. Hofman, 2003. Quantifying nitrate retention processes in a riparian buffer zone using the natural abundance of ^{15}N in NO_3^- . Rapid Commun. Mass Spectrom., Vol. 17. , pp. 2597–2604

Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of Water Policy (OJ L 327 22.12.2000 p.1 EUR-Lex.

Driesprong-Zoeteman, A., 2004. Quickscan Herkomstanalyse Stofstromen. Analyse van herkomst, gedrag en verspreiding van 12 landelijke probleemstoffen in Nederlands oppervlaktewater. Rijkswaterstaat RIZA werkdocument, 2004.146X, Dordrecht, pp. 102.

Emissieregistratie, 2007. Jaarcijfers 2005 (in Dutch). MNP, Bilthoven; CBS, Voorburg; RIZA, Lelystad; Alterra, Wageningen; SenterNovem, Utrecht en TNO-MEP, Apeldoorn.

Gerven, L.P.A. van, Mulder, H.M. Siderius, C., T.P. van Tol-Leenders, A.A.M.F.R. Smit. Bandbreedteanalyse voor de oppervlaktewater kwaliteitsmodule. Alterra rapport in preparatie.

Groenendijk P., L.V. Renaud & L. Roelsma, 2005 Prediction of nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface waters; process descriptions of the animo4.0 model. Wageningen, Alterra-report 983

Groffman P.M., M.A. Altabet, J.K. Böhlke, K. Butterbach-Bahl, M.B. David, M.K. Firestone, A.E. Giblin, T.M. Kana, L.P. Nielsen and M.A. Voytek, 2006. Methods for measuring denitrification: Diverse approaches to a difficult problem. Ecological Applications, Vol. 16, pp. 2091-2122.

Gumbricht, T., 1993. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophytes systems. Ecol. Eng., Vol. 2, pp. 1-30.

Hejzlar, J., K. Šámalová, P. Boers, B. Kronvang, 2006. Modelling Phosphorus Retention in Lakes and Reservoir. Water, Air and Soil Pollution, Vol. 6, pp. 487-494.

Hejzlar J., B. Kronvang, S. Anthony, B. Arheimer, H. Behrendt, F. Bouraoui, B. Grizzetti, P. Groenendijk, M. Jeuken, H. Johnsson, A. Lo Porto, Y. Panagopoulos, C. Siderius, M. Silgram, M. Venohr, J. Záloudík, 2009. Nitrogen and phosphorus retention in surface waters: an inter-comparison of predictions by catchment models of different complexity. *J. Environ. Monit.*, DOI: 10.1039/b901207a.

Hoffmann, C.C., 1998a. Nutrient retention in wet meadows and fens. PhD thesis, University of Copenhagen, Freshwater Biological Institute, and National Environmental Research Institute, Department of streams and Riparian Areas, 134 pp.

Hoffmann, C.C., 1998b. Nitrate removal in a regularly flooded riparian meadow. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, vol. 26, pp. 1352-1358.

Janse J. H. ,1998. A model of ditch vegetation in relation to eutrophication. *Water Science and Technology*, vol. 37, pp. 139-149.

Janse, J.H. en P.J.T.M. van Puijenbroek, 1997. PCDitch, een model voor eutrofieringen en vegetatie-ontwikkeling in sloten. Bilthoven, RIVM. Rapport nr. 703715004.

Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. PhD thesis Wageningen University, Wageningen. ISBN 90-8504-214-3.

Jansen H.C., R.J. Löschner-Wolleswinkel, F.J.E. van der Bolt, Roelsma, J.,O.F. Schoumans, T.P. van Tol-Leenders, C. Siderius, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Schuitenbeek Fase 3. Wageningen, Alterra rapport 1765

Kadlec R.H. & K.R. Reddy, 2001. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*, Vol. 73, pp. 543-557.

Kana, T. M., M. B. Sullivan, J. C. Cornwell, K. Groszkowski, 1998. Denitrification in estuarine sediments determined by membrane inlet mass spectrometry. *Limnology and Oceanography* Vol. 43, pp. 334-339.

Klein, J.J.M. de, 2008a. From Ditch to Delta, Nutriënt retention in runnig waters. PhD-thesis Wageningen University, Wageningen. ISBN: 978-90-8504-930-2.

Klein, J.J.M. de, 2008b. Analyse van de vrachten stikstof en fosfor op het Nederlandse deel van de Noordzee. Alterra rapport 1612, Wageningen.

Klok, C., Romkens, P.F.A.M., Naeff, H.S.D., Arts, G.H.P., Runhaar, J., Van Diepen, C.A. & Noij, I.G.A.M., 2003. Gebiedsgerichte milieumaatregelen voor waterkwaliteit en natuur in Reconstructiegebieden van Noord-Brabant. Wageningen, Alterra Rapport 635.

Kragt, F.J., 2005. Afwenteling en blauwe knooppunten: sleutel tot duurzaam waterbeleid : evaluatie deelstroomgebiedsvisies, deelrapport 2. Bilthoven, RIVM. Rapport 500023003/2005.

Kroes, J.G., Van Dam, J.C., 2003. Reference Manual SWAP version 3.0.3. Rapport 773, Alterra, Wageningen.

Kroes, J.G., J.D. Schaap, F.J.E. van der Bolt, R.J. Löschner-Wolleswinkel, J. Roelsma, O.F. Schoumans, C. Siderius, T.P. van Tol-Leenders, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Krimpenerwaard Fase 3, Wageningen, Alterra rapport 1766.

Kronvang, B., Jensen, J.P., Andersen, T., Arheimer, B., Behrendt, H., Hejzlar, J., Boers, P., 2003. Nutrient retention in surface water in 17 European catchments. Poster presented 7th International Conference on Diffuse Pollution and Basin Management, Dublin, Ireland, 17-22, August 2003.

Kronvang B., Hezlar J., Boers P., Jensen J. P., Behrendt H., Anderson T., Arheimer B., Venohr M. & Hoffmann C. C., 2004. Nutrient Retention Handbook. Software Manual for EUROHARP NUTRET and Scientific review on nutrient retention., 103 pp. Oslo, Norway: NIVA.

Ligtvoet, W., G. Beugelink, R. van den Berg, L. Braat, P. Cleij, F. van Gaalen, H. van Grinsven, J. Janse, F. Kragt, W. Lammers, M. Kuijpers-Linde, L. van Liere, M. van Veen, J. Willems, M. Witmer, R. Wortelboer, H. van Zeijts, 2006. Welke ruimte biedt de Kaderrichtlijn Water? Een quick scan. Bilthoven, Milieu- en Natuurplanbureau. MNP rapport 500072001.

Lee G. E. M. van der, Venterink H. O. & Asselman N. E. M., 2004. Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in The Netherlands. River Research and Applications, vol. 20, pp. 315-325.

Liere, E. van, Jonkers, D.A. (redactie), 2002, Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005

Ligtvoet, W., G. Beugelink, C. Brink, R. Franken (redactie), 2008. Kwaliteit voor Later: Ex ante evaluatie Kaderrichtlijn Water, Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Bilthoven, PBL publicatienummer 50014001/2008

Lund, L. J., A. J. Horne and A. E. Williams, 1999. Estimating denitrification in a large constructed wetland using stable nitrogen isotope ratios, Ecological Engineering, Vol 14, pp. 67-76.

Macrae M. L., English M. C., Schiff S. L. & Stone M. A. ,2003. Phosphate retention in an agricultural stream using experimental additions of phosphate. Hydrological Processes, vol. 17, pp. 3649-3663.

Mayer, P.M., S.K. Reynolds Jr., M.D. McCutchen, T.J. Canfield, 2007. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. *Journal of Environmental Quality*, vol. 36(4), pp. 1172-1180.

MNP, 2008. Kwaliteit voor later. Ex ante evaluatie Kader Richtlijn Water. Milieu- en Natuurplanbureau (MNP), Bilthoven. MNP publicatienummer 500140001, in prep.

Mulder, H.M. & E.P. Querner, 2008. Waterberging op het langoed Lankheet: Mogelijkheden en consequenties voor het watersysteem, Report 1674, Alterra, Wageningen

Mulholland, P. J., H. M. Vallett, J. R. Webster, S. A. Thomas, L. N. Cooper, S. K. Hamilton, B. J. Peterson. 2004. Stream denitrification and total nitrate uptake rates measured using a field ^{15}N tracer addition approach. *Limnology and Oceanography* Vol. 49, pp. 809–820.

Nielsen, L. P., 1992. Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. *FEMS Microbiology Ecology* Vol. 86, pp. 357-362.

OSPAR, 2003. Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Based upon the First Application of the Comprehensive Procedure.

Peterson B. J., Wollheim W. M., Mulholland P. J., Webster J. R., Meyer J. L., Tank J. L., Marti E., Bowden W. B., Valett H. M., Hershey A. E., McDowell W. H., Dodds W.K., Hamilton S. K., Gregory S. & Morrall D. D. ,2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, vol. 292, pp. 86-90.

Portielje, R. en R.M.M. Roijackers, 1995. Primary succession of aquatic macrophytes in experimental ditches in relation to nutrient input. *Aquat. Bot.* vol. 50, pp. 127-140.

Portielje R. & Van der Molen D. T. ,1999. Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. *Hydrobiologia*, vol. 408, pp. 375-387.

Reddy K. R., Kadlec R. H., Flaig E. & Gale P. M., 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 29, pp. 83-146.

Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. & Vanrolleghem P. (ed.), 2001. River Water Quality Model No.1, IWA Scientific & Technical Report No. 12. London: IWA Publishing.

Riza, 2004. MWTL Monitoring Zoete Rijkswateren. pp. 128. Lelystad: Riza, Afdeling Informatie en Meettechnologie Meetnetten.

Roelsma, J., F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders & L.V. Renaud, 2006. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 1. Wageningen, Alterra rapport 1271.

Roelsma, J., T.P. van Tol-Leenders, F.J.E. van der Bolt, R.J. Löschner-Wolleswinkel, L.V. Renaud, J.D. Schaap, O.F. Schoumans, C. Siderius, H. van der Heide en K. van der Molen, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied van de Drentse Aa Fase 3. Wageningen, Alterra rapport 1764

Sebilo, M., G. Billen, M. Grably and A. Mariotti, 2003. Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry*, Vol. 63, pp. 35–51.

Seitzinger S. P., Styles R. V., Boyer E. W., Alexander R. B., Billen G., Howarth R. W., Mayer B. & Van Breemen N., 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA. *Biogeochemistry*, Vol. 57, pp. 199-237.

Schoumans O.F., C. Siderius & P. Groenendijk, 2008. NL-CAT application to six European catchments. Report 1205, Alterra, Wageningen.

Siderius C., J. Roelsma, F.J.E. van der Bolt, T.P. Leenders, L.V. Renaud & H. de Ruiter, 2007. Systeemanalyse voor het bemalingsgebied Quarles van Ufford Fase 2. Wageningen, Alterra rapport 1389.

Siderius C. , R.J. Wolleswinkel, F.J.E. van der Bolt, J. Roelsma, O.F. Schoumans, T.P. van Tol - Leenders, H. de Ruiter, 2008. Systeemanalyse voor het stroomgebied Quarles van Ufford Fase 3. Wageningen, Alterra rapport 1767

Siderius C., P. Groenendijk, L.P.A. van Gerven, M.H.J.L. Jeuken, A.A.M.F.R Smit, 2009. Process description of NUSWALITE; a simplified model for the fate of nutrients in surface waters. Wageningen, Alterra Report 1226.2

Smit A.A.M.F.R, Walvoort, D.J.J., Klein, J.J.M. de, Bolt, F.J.E. van der, 2008. How to relate nutrient retention to characteristics of small river catchments: Poster presented at International Workshop 'Integrated Water Quality Modeling: Future Demands and Perspectives' June 23 - 24, 2008, Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Magdeburg, Germany.

Smit, A.A.M.F.R ,C. Siderius & L.P.A. van Gerven, 2009. Process description of SWQN: A simplified hydraulic model. Wageningen, Alterra Report 1226.1

Visser, H., P.J.T.M. Puijenbroek, P.H.M. Janssen, 2008. Stuurfactoren voor de ecologische kwaliteit van regionaal oppervlaktewater. Rapport 500140002, pp. 153, Planbureau voor de Leefomgeving.

Vollenweider, R.A. & J. Kerekes. 1982. Eutrophication of waters - Monitoring, assessment and control. Synthesis Report, OECD Paris, 154 pp.

Vries W. de, Kros J., Oenema O. & De Klein J., 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 66, pp. 71-102.

Willems, W.J., Beusen, A.H.W., Renaud, L.V., Leusink, H.H., Conijn, J.G., Born, G.J. van den, Kroes, J.G., Groenendijk, P., Schoumans, O.F., Weer, H. van de, 2008. Verkenning milieugevolgen van het nieuwe mestbeleid: Achtergrondrapport Evaluatie Meststoffenwet 2007. Rapport 500124002, pp. 132, Planbureau voor de Leefomgeving.

Windolf J., Jeppesen E., Jensen J. P. & Kristensen P., 1996. Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and iN lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. *Biogeochemistry*, vol. 33, pp. 25-44.

Wolf J., Beusen A. H. W., Groenendijk P., Kroon T., Rotter R. & van Zeijts H., 2003. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. *Environmental Modelling & Software*, vol. 18, pp. 597-617.

Bijlage A Gemeten denitrificatiesnelheden in beken en rivieren

River	Country	Width (m)	Depth (m)	Substrate	Denitrification rate (mg m ⁻² d)	Reference
Rabis bæk	Denmark	2	0.5	sand	27.4	Christensen and Sørensen 1988
Rabis bæk	Denmark	2	0.5	sand	68.5	Christensen and Sørensen 1988
Rabis bæk	Denmark	2	0.5	stone	1.37	Christensen and Sørensen 1988
Gelbæk	Denmark	2	0.3	stone	5.5	Sørensen <i>et al.</i> , 1988
Gelbæk	Denmark	2	0.3	Mud	68.5	Christensen and Sørensen 1988
Gelbæk	Denmark	2	0.3	Mud	191.8	Christensen <i>et al.</i> 1990
Dalby bæk	Denmark	2.5	0.4	Sand	13.7	Nielsen and Christensen, unpubl
Gryde Å	Denmark	4	0.5	sand	360	Jeppesen <i>et al.</i> , 1987
Suså	Denmark	8	0.3	Mud	973	Jeppesen <i>et al.</i> , 1987
Hug white Creeek	USA					Munn and Meyer 1990
Big Hurricane	USA					Webster <i>et al.</i> 1991
La Solana	Spain	2.9	0.1	Sand/ cobble		Martin and Sabater 1996
Riera Major	Spain	3.7	0.14	Sand/ cobble		Martin and Sabater 1996
Q. Bisley (QBPR)	PR, USA	4.7	0.13		69.12	Peterson <i>et al.</i> 2001
Upper Ball (BCNC)	NC, USA	2.7	0.18		8.6	Peterson <i>et al.</i> 2001
Walker Br. (WBTN)	TN, USA	3.1	0.046		64.8	Peterson <i>et al.</i> 2001
Bear Br. (BBNH97)	NH, USA	2.1	0.035		0	Peterson <i>et al.</i> 2001
Bear Br. (BBNH98)	NH, USA	2.7			0	Peterson <i>et al.</i> 2001
E. Fork (MROH)	OH, USA	14.6	0.232		7776	Peterson <i>et al.</i> 2001
Eagle Cr. (ECMI)	MI, USA	5	0.192		0	Peterson <i>et al.</i> 2001
Amity Cr. (ACMN)	MN, USA	3.5			69	Peterson <i>et al.</i> 2001
South Kings Cr. (KCKS)	KS, USA	2.4	0.154		43	Peterson <i>et al.</i> 2001
Gallina Cr. (GCNM)	NM, USA	1.3	0.039		52	Peterson <i>et al.</i> 2001
Sycamore Cr. (SCAZ)	AZ, USA	5.8	0.042		346	Peterson <i>et al.</i> 2001
Mack Cr. (MCOR)	OR, USA	5.1	0.159		61	Peterson <i>et al.</i> 2001
E1 Outlet (E1AK)	AK, USA	2.4	0.064		259	Peterson <i>et al.</i> 2001
trevor Cr. (TCAK)	AK, USA	2.8	0.11		778	Peterson <i>et al.</i> 2001
Gates Cr. (GCAK)	AK, USA	10.4	0.19		864	Peterson <i>et al.</i> 2001
Neversink river	USA	1.65	0.2	sand/ gravel	362	Burns 1998
Neversink river	USA	15.6	0.5	sand/ gravel	640	Burns 1998
Pioner Creek	USA	1.9	0.16	gravel	367	Davis and Minshall 1999
Constructed wetland 1-2 order stream	Norway	8	0.5	sand/mud	160	Braskerud 2002
Cliff Creek	USA	2	0.18	Boulder/ gravel	648	Davis and Minshall 1999
Pawinaw Creek	USA	15				Haggard <i>et al.</i> 2001
River Råån	Sweden	3		sand	312	Jansson <i>et al.</i> 1994
River Råån	Sweden	3		sand	31.2	Jansson <i>et al.</i> 1994
River Råån	Sweden	3		mud	381	Jansson <i>et al.</i> 1994
River Råån	Sweden	3		mud	98.4	Jansson <i>et al.</i> 1994
Vastaadbekken	Norway	0.3	high TOC	sand	360	Faafeng and Roseth 1993
Suibekken	Norway	0.3	low TOC	sand	155	Faafeng and Roseth 1993
Gelbæk	Denmark	2		sand/mud	53	Pind <i>et al.</i> 1997

Tabel A.1: Denitrificatiesnelheden voor verschillende waterlopen gebaseerd op tal van studies

Bijlage B Meten van retentieprocessen met ^{15}N fractionering

Van nature komt het isotoop ^{15}N voor in NO_3 . Dit geeft een interessante mogelijkheid tot het verkrijgen van inzicht in het NO_3 retentieproces zoals dat zich voordoet in bodems, oevers, waterbodems en het oppervlaktewater. Eventuele toe- of afname van het gehalte aan ^{15}N in NO_3 (uitgedrukt in $\delta^{15}\text{N NO}_3$) kan worden gebruikt om de omvang van processen als nitrificatie, denitrificatie en gewasopname af te leiden, aangezien deze processen het ^{15}N gehalte elk op een andere manier beïnvloeden (Lund et al., 1999). De definitie voor $\delta^{15}\text{N NO}_3$ is:

$$\delta^{15}\text{N NO}_3 = 1000 \left[\frac{R_{\text{sample}} - R_{\text{air}}}{R_{\text{air}}} \right] \quad (\text{B-1})$$

waarin R_{sample} en R_{air} de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio zijn voor het watermonster en voor de atmosfeer (internationale standaard). Als in een proces waarin nitraat wordt omgezet de $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio gelijk blijft, treedt geen fractionering op en is de fractioneringsfactor α gelijk aan 1. Om de verrijking van ^{15}N aan processen te koppelen wordt de verrijkingsfactor ϵ gedefinieerd als:

$$\epsilon = 1000(\alpha - 1) \quad (\text{B-2})$$

Het verloop in de tijd van de concentratie van een isotoop wordt beschreven met de zgn. Rayleigh-vergelijking:

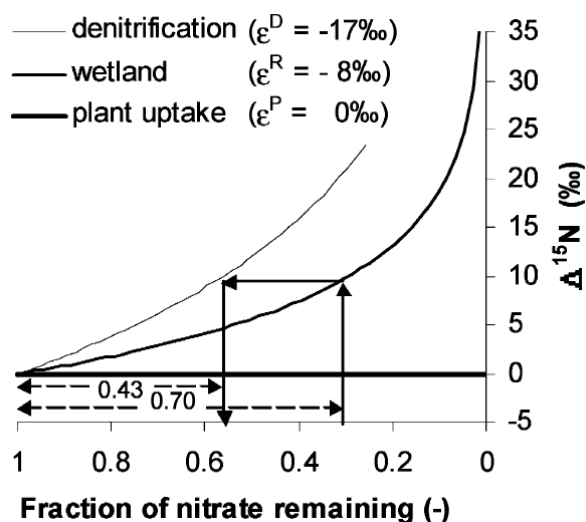
$$\delta_s = \delta_0 + \epsilon \ln(f) \quad (\text{B-3})$$

Waarin δ_0 de initiële $\delta^{15}\text{N NO}_3$ waarde is, δ_s de $\delta^{15}\text{N NO}_3$ waarde in het resterende substraat is, en f de fractie van het resterende substraat t.o.v. de originele hoeveelheid. De vergelijking wordt ook wel in een andere vorm gebruikt:

$$\Delta = \delta_s - \delta_0 = \epsilon \ln(f) \quad (\text{B-4})$$

Denitrificatie in een grondwatermilieu leidt tot verrijking van het ^{15}N gehalte in het resterende substraat. In een studie van Dhondt et al. (2003) wordt verondersteld dat verschillende processen in de bodem (wortelopname, denitrificatie) leiden tot verschillende verrijkingsfactoren. De methode zoals die is voorgesteld door Lund et al. (1999) waarin gebruik is gemaakt van $\delta^{15}\text{N NO}_3$ is verbeterd door Dhondt et al. (2003) en is door hen toegepast om de seizoensdynamiek van denitrificatie en wortelopname in een natte bufferstrook te onderscheiden. Volgens Lund et al. (1999) weerspiegelt de N isotoopfractionering in een ecosysteem op elk moment de verhouding tussen denitrificatie (verhoogd $\delta^{15}\text{N NO}_3$ met verlies aan $\text{NO}_3\text{-N}$, $\epsilon^{\text{D}} < 0$), nitrificatie (verlaagd $\delta^{15}\text{N NO}_3$ met toegenomen $\text{NO}_3\text{-N}$, $\epsilon^{\text{D}} > 0$) en nitraatopname door planten (geen verandering in $\delta^{15}\text{N NO}_3$ met verlies aan $\text{NO}_3\text{-N}$, $\epsilon^{\text{P}} = 0\%$).

De aanpak van Lund et al. (1999) wordt geïllustreerd in figuur B-1. Een Rayleigh curve met $\epsilon^D = -17\%$ duidt een systeem aan waarin alleen denitrificatie optreedt, een curve met $\epsilon^P = 0\%$ hoort bij een systeem met enkel plantopname en de curve in figuur B-1 met $\epsilon^R = -8\%$ is een voorbeeld van een perceel waarin de $\delta^{15}\text{N}$ NO_3 waarden tot stand komen door zowel denitrificatie als plantopname. In dit voorbeeld is de uiteindelijke $\text{NO}_3\text{-N}$ concentratie 30% van de initiële waarde (70% retentie) en is ca. 61% ($0.43/0.70$) van het verlies toe te schrijven aan denitrificatie en de overige 39% aan plantopname. Dit voorbeeld gaat uit van literatuurwaarden. In plaats daarvan dienen specifieke waarden in het laboratorium te worden vastgesteld voor de $\delta^{15}\text{N}$ NO_3 verrijkingsfactoren voor denitrificatie en andere processen om de methode te kunnen toepassen in andere systemen dan het bodemwater in bufferstroken.



Figuur B-1: Voorbeeld van de methode van Lund et al. (1999) waarin de verrijking van het ^{15}N NO_3 isotoop, met ϵ^R (-8‰; retentie) wordt toegeschreven aan denitrificatie ($\epsilon^D = -17\%$) of gewasopname ($\epsilon^P = 0\%$). De bijdrage van denitrificatie aan de totale nitraat-retentie in het wetland (70%) in dit voorbeeld is 61% ($0.43/0.70$). Ontleend aan: Dbondt et al. (2003).

Op stroomgebiedschaal kan zgn. ‘benthic’ denitrificatie, de omzetting van nitraat naar stikstofgas in de waterbodem, een grote rol spelen in de retentie in het oppervlaktewater. Het bestuderen van stikstofisotopen kan ook op een dergelijke schaal interessante mogelijkheden bieden om onderscheid te maken welk deel van het systeem de belangrijkste rol speelt in de totale denitrificatie: de ‘benthic’ denitrificatie in waterbodems of de ‘riparian’ denitrificatie in oevers. De resultaten van Sebilo et al. (2003) voor het stroomgebied van de Seine (Frankrijk) laten zien dat het mogelijk is om op een dergelijke schaal met isotopen te werken. Aan de hand van in situ waarnemingen in stuwweren in het bovenstroomse deel van de Seine (Der Lake), waar ‘benthic’ denitrificatie plaatsvindt, gecombineerd met laboratorium experimenten onder gecontroleerde omstandigheden, kon met behulp van isotopen de bijdrage van de ‘benthic’ denitrificatie worden geschat. De ^{15}N isotoop verrijking als gevolg van ‘benthic’ denitrificatie is gering (ϵ van $\text{NO}_3\text{-N}$ varieert van -1.5 tot -3.6%), waarschijnlijk als gevolg van nitraatdiffusie door de sedimentlaag als snelheidsbepalende factor. De ‘riparian’ denitrificatie leidt tot een veel grotere verrijking van het ^{15}N isotoop (ϵ ca. -18%).

Hiermee laten Sebilo et al. (2003) zien dat de analyse van stabiele isotopen ($\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$; $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ en $\delta^{15}\text{N}\text{-NH}_4$) kan worden gebruikt om inzicht te verwerven in de stikstofbalans van stroomgebieden en estuaria.